

下水処理場の流域における
水・物質・エネルギー循環拠点化に関する
応用研究

福島 俊貴

目次

第1章 序論	1
1. 1 流域水環境統合管理の動向	1
1. 2 循環拠点化に関する国内外の動向	3
1. 3 本論文の目的と構成	5
第2章 下水処理場機能のモデル化と評価	7
2. 1 文献考察	7
2. 1. 1 下水処理場シミュレータ	7
2. 1. 2 水・資源・エネルギー循環のための施策	9
2. 1. 3 水・資源・エネルギー循環の評価指標	15
2. 2 下水処理場機能の解析方法	18
2. 2. 1 下水処理場機能評価システム	18
2. 2. 2 温室効果ガス排出量の計算方法	29
第3章 下水処理場機能のモデル処理場での評価	40
3. 1 水・物質・エネルギー循環拠点化に関する検討	40
3. 1. 1 エネルギーフロー解析	40
3. 1. 2 エネルギー循環拠点化に関する検討	45
3. 1. 3 物質循環拠点化に関する検討	48
3. 1. 4 水循環拠点化に関する検討	50
3. 2 水環境効率による総合評価	53
3. 2. 1 モデル処理場での評価	53
3. 2. 2 モデル都市での評価	55
3. 2. 3 大規模処理場での評価	64
3. 2. 4 流域下水道での評価	71
3. 3 結語	77
第4章 下水処理場機能のオープンデータを利用した実処理場での評価	80
4. 1 処理場での評価	80
4. 1. 1 大規模処理場での検討	80
4. 1. 2 中規模処理場での検討	86
4. 1. 3 中核市処理場での検討	92
4. 1. 4 中規模処理場における有機物回収の検討	101
4. 2 流域での評価	107
4. 2. 1 流域下水道を中核とする広域化	107
4. 2. 2 下水処理場を中核とする共同化	114
4. 3 結語	118
第5章 連続計測データを利用した評価	122
5. 1 下水処理場流入水質の連続計測結果	122
5. 2 連続計測結果の運転管理への活用	125
5. 2. 1 曝気風量削減運転計画	125
5. 2. 2 亜酸化窒素生成抑制運転計画	128
5. 2. 3 能動的運転管理運転計画	130
5. 3 結語	135
第6章 結論	137

第1章 序論

1.1 流域水環境統合管理の動向

日本における下水道処理人口普及率は令和6年度末には81.8%となり、下水道法の目的である浸水防除による都市の健全な発展、水洗化による生活環境の改善、あわせて公共用水域の水質保全もほぼ達成された。下水道の中核をなす下水処理場も汚水を処理するのみでなく、エネルギーや資源の回収・機能にも期待されている。ただし、下水処理場を単独ではなく、流域における循環拠点として捉える流域水環境統合管理が重要となる。

(1) 水循環基本法

流域水環境管理に関し、ますます複雑になる日本の水問題に対して、今後の水管理に係わる基本方向と行政の形を変える内容を示した「水循環基本法」が平成26年4月に成立し、平成26年7月1日に施行された。基本的施策として①表流水の貯留涵養機能の維持及び向上、②水の適正かつ有効な利用の促進、③水循環に影響を及ぼす水の利用に関する規制、④流域連携の推進があり、特に流域連携の推進に関しては「国及び地方公共団体は流域の総合的かつ一体的な管理を行うため、連携及び協力の推進に努める」とされている¹⁾。

図1-1に示されているように流域水環境の保全と回復に関して下水の高度処理は重要であり、下水処理場は流域における重要な拠点施設になる。また、下水処理場シミュレータを利用した流域水環境統合管理システムは関連する関係者の情報共有プラットフォームとなりうる。

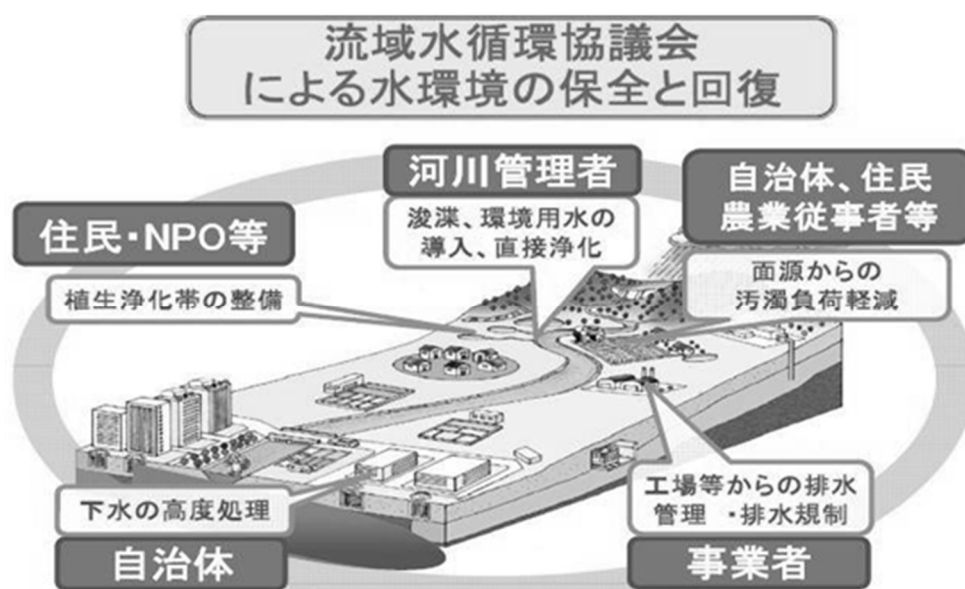


図 1-1 水循環基本計画の主な施策例

都市への人口集中や気候変動などにより、今後も国内外の水問題は深刻化していくことが見込まれる。CRESTの「持続可能な水利用を実現する革新的な技術とシステム」研究領域では、流域における、水の供給、排出、再利用を最適化し、エネルギー、コスト、環境負荷、健康・環境への安全性などの観点に考慮した研究を17のチームによって推進された。日本の水システム技術は世界トップレベルにあり、世界の水問題の解決に役立てられていくことが期待されている。その時に求められるのは「ホリスティック(包括的・全体的)な水システムの構築」であり、膜技術や浄水場技術といった個別の技術で満足することなく、それらを連携させ、「コストや運用の実行性も考慮した持続可能なパッケージを作り上げていくことが重要である。」と指摘されている²⁾。

先端技術を下水処理場に挿入する際に全体システムとして評価するには、既存のプロセスをモデル化し、導入技術を水質やエネルギー消費といった多項目を包括的に取り扱える下水処理場シミュレータの活用が有効である。

(2)循環型都市代謝システム

都市が必要とする水・物質・エネルギーが「都市活動で使用された後、廃棄される過程である代謝のあり方、つまり都市代謝の理解は都市における水やエネルギーなどの物質フローを描写し分析することが重要である。」とされている³⁾。上下水道での水・物質・エネルギーの流れを理解することによる廃水や廃棄物、廃熱の発生と利用、さらには環境への汚濁負荷量を削減する方法を総合的に検討することが重要であると指摘され、「循環型都市代謝システムとすることにより、都市の水での質の改善とエネルギーの改善の両立の可能性が高まる。」とも指摘されている。

都市代謝システムの中核をなす下水処理場においても「水・物質・エネルギー」の挙動を総合的に把握し、循環拠点としての機能を評価することが重要となる。

新しい上下水道システムの最も特徴的なものは図 1-2 のように都市地域において水を繰り返し利用することである⁴⁾。下水再生水の利用促進は「下水処理場からの水環境への排水量を減らすだけでなく、浄水場の取水量も減らし、都市下水に由来する水環境への影響を軽減する。」とされている。

一方、都市での水循環利用により下水処理場への有機物やリンの濃度が上昇する可能性があるが、「下水処理場の新しい機能として期待されているバイオマス利用やリン回収を通じて下水処理場でのエネルギー効率や資源回収効率の向上につながると考えられる。」ともされている。

エネルギーや資源回収効率の向上により、下水処理場の流域における循環拠点としてのポテンシャルはさらに高まり、流入水質の連続計測によるポテンシャルの把握や下水処理場シミュレータによるポテンシャルの評価が有効となる。

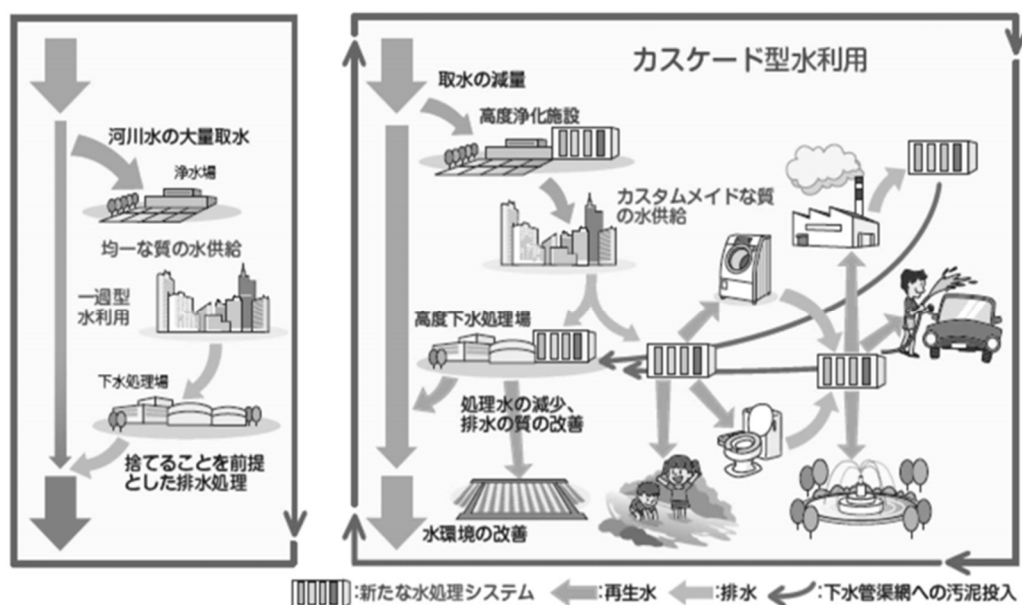


図 1-2 21 世紀型の都市水循環システム⁴⁾

(3) 水・資源・エネルギー循環拠点

下水処理場を従来の「下水を処理する場所」から「循環拠点化」と捉える動きは行政にもあり、平成 26 年 7 月に制定された新下水道ビジョンでは「循環のみち下水道」の『進化』のひとつとして図 1-3 に示す、水・資源・エネルギーの集約・自立・供給拠点化が取りあげられている⁵⁾。そのなかで「下水道の有する資源・ポテンシャルを最大限活用することで、より一層の効率化、機能の高度化を促進するために、水・バイオマス関連事業との連携・施設管理の広域化、効率化を実現し、広い意味での水管理システムとして進化させ、下水道が地産地消の地域づくりに貢献することを目指す。」とされている。

下水処理場の有する「水・資源・エネルギー」ポテンシャルは、再生水としての水資源や肥料としての窒素・リン、エネルギーとしての電力があり、とりわけ流入水中の有機物・栄養塩類の特性を把握することが重要となる。特に、流入水質の連続計測による日間・週間・季節変動の把握は運転管理への利用に有効となる。



図 1-3 水・資源・エネルギーの集約・自立・供給拠点化⁵⁾

同様な動きは海外でもあり、中国では新しい下水処理場のコンセプトとして、栄養塩類の回収や、流入水中有機物の回収によるエネルギー自立、再生水利用拡大等が打ち出されている⁶⁾。欧州でも、廃水(Wastewater)を「使った水(Used water)」として捉え、濃縮操作による有機物やエネルギー、栄養塩類の回収方法⁷⁾や、凝集フロック化+固液分離(Micro sieve)によるエネルギー自立下水処理場計画が報告されている⁸⁾。また、プラントワイドモデルを活用したエネルギー最適化オプションの検討により、エネルギー自立へほぼ到達した事例も紹介されている⁹⁾。加えて、エネルギー自立率 100%を超える事例¹⁰⁾(オーストリア・Strass 処理場)も報告されており、有機物の高い回収率による創エネ増大のみでなく、曝気風量制御やアンモニアの効率的な処理といった省エネ推進も指摘されている。日本ではトップクラスのエネルギー自立率として 62%が報告されている¹¹⁾。

1.2 循環拠点化に関する国内の動向

2020 年までに温室効果ガス(GreenHouse Gas；以下は GHG と略記)の 1990 年比 25%削減を目標とする『地球温暖化対策基本法案』が平成 22 年 3 月に閣議決定され、地球温暖化対策は喫緊の課題となっている。わが国全体の GHG 排出量の約 0.5%(2004 年度)を占める¹²⁾といわれる下水道分野もその例外ではない。ただし、高度処理の実施や合流改善対策による公共用水域の水質保全や浸水対策、普及の促進といった下水道の本質的な役割のうに成り立つと指摘されている¹³⁾。

平成 25 年 3 月にまとめられた水環境マネジメント検討会報告書¹⁴⁾では、水環境を取り巻く現状と課題のなかで、下水道事業は公共用水域の水質保全や汚泥の処理等のみならず、資源・エネルギー供給施設としての機能も期待されている。

平成 26 年 7 月に策定された新下水道ビジョン¹⁵⁾で示された長期ビジョンや中期目標を達成するため、必要な技術開発分野と技術開発項目を示したものとして「下水道技術ビジョン¹⁶⁾」が平成 27 年 12 月に策定された。下水道技術ビジョンでは、人口減少に柔軟に対応した汚水処理システムや、気候変動に伴う降雨の変化に対応した浸水対策をはじめ、下水道の今後の重要な課題を解決するため 11 の技術開発分野についてロードマップを作成し、課題・目標・技術開発項目が整理された。その中で、物質・エネルギー循環拠点に関する技術開発分野として「地域バイオマス活用」や「創エネ・再生可能エネルギー」が取り上げられ、流域管理に関する技術分野として「流域圏管理」や「リスク管理」が取り上げられている。なお、下水道技術ビジョンは「定期的に見直し、中長期的に重要な技術的課題を解決するための研究開発を反映した内容に更新する」ことを特徴としており、平成 29 年 2 月には「地域バイオマス活用」と「創エネ・再生可能エネルギー」に技術開発項目が追加された。

また、東日本大震災からの復興や下水道未普及エリア解消といった課題解決のために下水処理場のエネルギー自立に向けた地域バイオマス資源の効率的利用も検討されている。地域で発生するバイオマスのエネルギーポテンシャルを最大限活用することで、10,000m³/日規模の下水処理場における使用

電力の 45.8%を賄うことができると試算されたことが報告されている¹⁷⁾。

平成 29 年 8 月に策定された新下水道ビジョン加速戦略¹⁸⁾では、「下水道の活用による付加価値向上」が新たに推進すべき重点項目として取り上げられた。下水道は管渠・処理場等のストックや処理水・汚泥等の資源を有しており、これらを活用することで下水道全体の価値を向上させ、効果的・効率的な下水道事業を展開していくとされ、具体的には下水汚泥や下水熱のエネルギー利用や下水道施設の省エネ化、下水道に流入するリンの肥料等としての有効活用が指摘されている。

平成 30 年 3 月にまとめられた社会情勢の変化等を踏まえた下水道事業の持続性向上に関する報告書¹⁹⁾では、下水道の果たすべき機能の確保のひとつとして資源・エネルギー対策が取り上げられ、「省エネルギー型機器や処理システムの導入等による消費エネルギーの低減を図り、温室効果ガス排出量の削減や維持管理費の低減を推進していく必要がある。」とされている。さらに、付加価値を生み出す未来の下水道を実現するために、下水処理場を「工場」という視点に立ち、下水処理場においてバイオマスを徹底的に回収し、高付加価値な化学製品へと転換するという発想も提案されている²⁰⁾。また、農業利用でも再生水による飼料米の栽培²¹⁾や下水汚泥を利用した食用きのこ生産²²⁾等が研究・実証されている。

一方近年、生態系や水産資源への配慮といった豊かな水環境も求められ、一部の下水処理場では地域のニーズに応じ季節毎に水質を管理する取組(季節別運転)を始め²³⁾、その効果は調査・シミュレーションで確認されている^{24)・25)}。また、豊かな生態系を確保するために海域における窒素・リン濃度の水質目標値(下限値)を設定する動きもある²⁶⁾。

令和 2 年 7 月にまとめられた下水道政策研究委員会制度小委員会報告「今後の下水道事業に係る制度の方向性～循環のまちの「持続」と「進化」を加速させるために～」では、気候変動や少子・高齢化に対応し下水道事業の持続性を確保する手段の一つとして「広域化・共同化の推進」が指摘されている²⁷⁾。今後は市町村界を越える、流域下水道を核とした施設の統廃合等ハード面、ICT を活用した集中監視等の維持管理や事務の共同化等ソフト面からの広域化・共同化の進展が期待されている。「広域化・共同化計画」の策定にあたっては、都道府県が主体となり、市町村と連携して汚水処理事業に関わる基礎調査、ブロック割、広域化・共同化メニュー案の検討等が進められ²⁸⁾、先進事例として秋田県における施設統廃合や汚泥広域処理等の実施が報告されている²⁹⁾。

下水道分野では、水・資源・エネルギーの集約・自立・供給拠点化を目指して各種対策が進められてきたが、2050 年カーボンニュートラルといった新たな動きを踏まえ、脱炭素社会実現に貢献し、地域の生活の安定・向上につなげることを目的に「今後、我々の社会の脱炭素・循環型への転換を先導する『グリーンイノベーション下水道』を下水道事業の目指すべき姿とする」との報告書³⁰⁾がまとめられた。2050 年カーボンニュートラルの実現に向けて我が国の中期目標として 2030 年度において GHG 排出量を 2013 年度から 46%削減することを目指している。これを受けて 2021 年 10 月に閣議決定された新たな地球温暖化対策計画では、下水道分野において、2030 年度の GHG 排出量を 2013 年度比で 208 万 t-CO₂ 削減する目標が掲げられた³¹⁾。具体的には「省エネ約 60 万 t・創エネ約 70 万 t・焼却炉 N₂O 対策約 78 万 t・再エネ約 1 万 t の 208 万 t-CO₂」削減するとされ、目標の達成に向け、GHG 削減の観点からは更なる省エネの推進や N₂O・CH₄対策が、下水道が有するポテンシャルの活用の観点からは創エネの推進や再エネの利用が取り上げられている。

2024 年 11 月に始まった国土交通省・上下水道政策の基本的なあり方検討会³²⁾では、2050 年の社会を踏まえた上下水道政策に関する論点と視点の一つとして「省エネ・創エネを通じて脱炭素化が図られる社会」も取り上げられている。自治体においても東京都下水道局ではアースプラン 2023³³⁾として、2030 年カーボンハーフの実現に向け、これまでの取組を加速するとともに、新たに技術開発した設備の導入などの取組を強化するとしている。横浜市環境創造局では横浜市下水道脱炭素プラン³⁴⁾として 2030 年 50%削減に向け、下水処理由来の GHG 削減も取り上げられ、実態調査も実施されている³⁵⁾。同様の計画は熊本市³⁶⁾や千葉市³⁷⁾でも策定されている。国土交通省でもカーボンニュートラルに効果的な技術を集約したショーケースとして「カーボンニュートラル地域モデル処理場計画」を募集し、全国に普及展開を行うことで下水道全体の脱炭素化の推進を図るとし、令和 7 年現在、8 ヶ所が登録されている。

下水処理場の水・物質・エネルギー循環拠点化に関しては、地球温暖化対策としての GHG 排出量削減や下水汚泥資源の有効利用、能動的運転管理による栄養塩類の供給といった新たな動きも見られ、ますます下水処理場の流域における拠点としての期待が高まっている。具体的な推進方法として広域化・共同化や農産業との連携も打ち出され、自治体におけるカーボンニュートラルに向けた計画も策定されつつあり、施策の事前検討には下水処理場シミュレータの活用が有効である。

1.3 本論文の目的と構成

本研究では、下水処理場の流域における水・物質・エネルギー循環拠点化にむけ、下水処理場シミュレータを活用し、処理水質や使用電力量、GHG 排出量といった様々な観点から、いくつかの指標で評価する。

まずは、流入下水中有機物を活用した電力自給率の向上を目指し、モデル処理場を対象に下水処理場内での有機物の挙動(回収・無機化)を使用電力量と合わせてエネルギーフローとして解析し、現状の有機物消費の課題を抽出する。流入下水中有機物の活用法としてエネルギー回収施策の消化ガス発電と污泥焼却発電を、その組合せ(複合発電)も含めて電力自給率の向上の観点から検討した。さらに、地域のバイオマスの活用として生ごみやし尿・浄化槽污泥を受け入れた場合の効果も試算した。一方、物質循環施策としてリン回収を取り上げ、灰アルカリ法と MAP 法でリン回収量を検討した。

応用例として、人口 50 万人規模のモデル都市を対象に消化ガス発電量の増加のための可溶化処理や余剰消化ガスの受入を検討し、併せて物質回収(リン回収)も検討した。地域バイオマスとしては合併処理浄化槽からの発生污泥を対象とした。また、流域が一体となった取組みを意識し、複数の下水処理場を統合して評価する指標として、流域電力自給率や流域リン回収率を導入して各種施策を比較した。

また、積極的に公開されている実処理場の運転実績データ(オープンデータ)を活用し、エネルギー回収施策や物質回収施策、水利用施策に栄養塩類供給機能(能動的管理)も併せ、そのポテンシャルを総合的に評価した。広域化・共同化に関しても下水処理場の資源・エネルギー循環拠点化や CO₂ 排出量削減に関するポテンシャルをモデル地域対象に総合的に評価した。

加えて、実際の下水処理場での流入ポテンシャルを把握するために、反応槽の制御にも利用されている NH₄-N 計による連続計測を試みた。計測結果の運転管理への活用を検討し、I 処理場を対象とした運転計画を下水処理場シミュレータにより、GHG 排出量も含めて総合的に評価した。

以下に本論文の構成を示す。第 2 章では、下水処理場の機能の評価するための下水処理場シミュレータと水・物質・エネルギー循環拠点化への施策や評価指標について文献考察し、解析手法として下水処理場機能評価システムと温室効果ガス排出量の計算方法について述べる。第 3 章では、処理能力 48,000m³/日のモデル処理場を対象に、エネルギー回収施策や資源回収施策を水環境効率という指標で評価する。加えて、いくつかのモデル都市を対象に地域バイオマスの利用も評価対象とする。第 4 章においては、維持管理年報といったオープンデータを利用し、大規模処理場(20 万 m³/日)や中規模処理場(10 万 m³/日)を複数選定し、水処理方式や污泥処理方式によるエネルギー回収施策や資源回収施策への影響を GHG 原単位やカーボンフットプリントという指標で評価する。第 5 章では、下水処理場のポテンシャルを把握するために、流入水質を連続計測し、季節変動・週間変動・日間変動の把握を試みる。連続計測結果は時間単位での制御設定値を計算する運転計画に活用し、曝気風量低減や亜酸化窒素(N₂O)生成抑制に適用した。以上により得られた結果を第 6 章にまとめる。

<引用・参考文献>

- 1) 松井三郎: 水循環基本法の成立と今後, 環境衛生工学研究, Vol.28, No.3, pp.8-12, 2014.
- 2) 大垣眞一郎: 持続可能な水利用を実現する! 「水システム」最適化へ, JST News, pp.3-5, 2012.
- 3) 松岡譲, 吉田護編: 人間安全保障工学, 京都大学学術出版会, p127, 2013.
- 4) 田中宏明: 21 世紀型の都市水循環システムを作る, JST News, pp.6-7, 2012.
- 5) 国土交通省下水道部下水道政策研究委員会報告書: 新下水道ビジョン, (平成 26 年 7 月).
- 6) Jun Chen: Improving China's wastewater treatment with new concept, WATER21, pp.53-54, 2014.
- 7) Willy Verstraete, Pieter Van de Caveye, Vasileios Diamantis: Maximum use of resources present in domestic "used water", Bioresource Technology, pp.5537-5545, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.047>
- 8) C. Remy, M. Boulestreau, B. Lesjean: Proof of concept for a new energy-positive wastewater treatment scheme, Water Science & technology, 70.10, pp.1709-1716, 2014. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.436>
- 9) Nielsen, T., Sandino, J., Leth, M., Whitlock, D., Johnson, T., Constantine, T., Houweling, D.: Achieving positive net energy in a nutrient removal facility: optimizing the Ejby Molle WWTP. Water Practice and Technology 10 (2) , 197-204 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2015.020>
- 10) Nowak, O., Keil, S., Fimml, C.: Examples of energy self-sufficient municipal nutrient removal plants. Water Science & Technology 64 (1) , 1-6, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.625>.
- 11) 工藤守: 山形市浄化センターにおける消化ガス発電の運用について, 再生と利用, Vol.38, No.133, pp.45-47, 2014.
- 12) 国土交通省下水道部: 資源のみの実現に向けて報告書(案), (平成 19 年 3 月).
- 13) 国土交通省下水道部: 下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き, (平成 21 年 3 月).
- 14) 国土交通省下水道部: 水環境マネジメント検討会報告書, (平成25年3月).
- 15) 国土交通省下水道部: 新下水道ビジョン, (平成 26 年 7 月).
- 16) 国総研下水道研究部: 下水道技術ビジョン, (平成 27 年 12 月).
- 17) 加藤裕之, 千葉謙, 熊井勝幸, 李玉友: 下水処理場のエネルギー自立に向けた地域バイオマス資源の効率利用, 用水と廃水, Vol.58 No11, pp.56-62, 2016.
- 18) 国土交通省下水道部: 新下水道ビジョン加速戦略～実現加速へのスパイラルアップ～, (平成 29 年 8 月)..
- 19) 国土交通省下水道部: 社会情勢の変化等を踏まえた下水道事業の持続性向上に関する検討会報告書, (平成 31 年 3 月).
- 20) 藤原拓: 付加価値を生み出す持続可能な未来の下水道, 下水道協会誌, Vol.56 No.677 p1, 2019.
- 21) 渡部徹: 下水道資源を活用した食料生産の先進地・鶴岡での取り組み, 水環境学会誌, Vol.43(A) No.4 pp.108-112, 2020.
- 22) 山内 正仁, 池田 匠児, 山崎 寛登, 山田 真義, 八木 史郎, 黒田 恭平, 原田 陽, 山口 隆司: 下水汚泥と地域バイオマスをを用いた食用きのこ栽培技術の開発, 土木学会論文集G, Vol.72 No. 7 III_515- III_522, 2016.
- 23) 末久正樹: きめ細やかな水環境管理の推進に向けて, 下水道協会誌, Vol.57 No.687 pp.4-6, 2020.
- 24) 山西博幸, 前田優斗, 田中溪介, 大石京子: 河川感潮水域における硝化抑制処理水の輸送とその環境影響に関する調査研究, 水環境学会誌, Vol.41 No.2 pp.35-42, 2018.
- 25) 反田實, 原田和弘: 瀬戸内海東部(播磨灘)の栄養塩環境と漁業, 海洋と生物, Vol.34 No.2 pp.132-141, 2012.
- 26) 環境省: 瀬戸内海における今後の環境保全の方策の在り方について, (令和2年3月).
- 27) 国土交通省下水道部: 下水道政策研究委員会 制度小委員会報告 今後の下水道事業に係る制度の方向性 ～循環のみの「持続」と「進化」を加速させるために～, (令和 2 年 7 月).
- 28) 総務省, 農林水産省, 国土交通省, 環境省: 広域化・共同化計画策定マニュアル(改訂版), (令和 2 年 4 月).
- 29) 工藤守, 丸山徳義: 秋田県の広域的取組み～県・市町村・JS の協働～, 下水道協会誌, Vol.54 No.653 pp.38-40, 2017.
- 30) 国土交通省下水道部, 日本下水道協会: 下水道政策研究委員会 脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会報告書～脱炭素社会を牽引するグリーンイノベーション下水道～, (令和4年3月).
- 31) 環境省: 地球温暖化対策計画, (令和 3 年 10 月).
- 32) 国土交通省上下水道審議官グループ: 第 3 回上下水道政策の基本的なあり方検討会, 参考資料 2 2050 年の社会を踏まえた上下水道政策に関する論点と視点, (令和 7 年 4 月).
- 33) 東京都下水道局: 下水道事業における地球温暖化防止計画「アースプラン 2023」, (令和 5 年 3 月).
- 34) 横浜市環境創造局: 横浜下水道脱炭素プラン, (令和 5 年 1 月)..
- 35) 岩崎章展, 岩澤明彦, 佐々木怜子, 神谷成行, 武石由佑紀: 硝化抑制運転による N₂O 排出抑制効果について, 第 61 回下水道研究発表会講演集, pp.274-276, 2024.
- 36) 荒木佑仁, 佐藤佑磨, 鈴木元彬, 副島功寛, 池和歩, 宮崎宗和: 熊本市上下水道事業における持続可能な脱炭素社会の実現に向けた多面的な取組検討, 令和 5 年度全国会議(水道研究発表会)講演集, pp.900-901, 2023.
- 37) 高松誠, 笠島勇希, 齋藤裕: 下水道における地球温暖化防止推進計画の改定について, 第 61 回下水道研究発表会講演集, pp.247-249, 2024.

第2章 下水処理場機能のモデル化と評価

2.1 文献考察

2.1.1 下水処理場シミュレータ

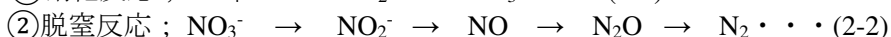
(1) 活性汚泥法のモデル化

活性汚泥法のモデル化の歴史としては1942年に微生物の増殖モデルとして Monod 式が提案された¹⁾。活性汚泥法のモデル化としては1961年に動力学式(Kinetic Model)が提案され²⁾、日本語にも1965年に翻訳された³⁾。その頃から日本でも活発に活性汚泥法のメカニズムの研究が進められ、1964年から活性汚泥の代謝活性⁴⁾や浄化機構⁵⁾が、1967年にはさらに研究が広がり、活性汚泥の酸素収支⁶⁾や物質収支⁷⁾、プロセスの最適化⁸⁾が研究されてきた。

世界各国で活性汚泥モデル化の研究が進められていたが、IAWRPC のスペシャリストグループから標準化されたものとして1987年に Monod 式ベースの活性汚泥モデル(Activated Sludge Model; ASM No1)が発表された⁹⁾。日本からもスペシャリストグループに参画し、国内への普及を図るために活性汚泥モデル研究会として活動がなされ、2001年に報告書がまとめられた¹⁰⁾。その後、2005年に「活性汚泥モデル ASM1, ASM2, ASM2D, ASM3」が日本語訳として発刊され¹¹⁾、2006年には日本下水道事業団による「活性汚泥モデルの実務利用の技術評価に関する報告書¹²⁾」が、2010年には日本下水道新技術機構による「活性汚泥モデル利活用マニュアル¹³⁾」もまとめられた。しかしながら、活性汚泥モデルは雨水流出モデルに比べ、積極的に利用されているとは言い難い状況である。

同様に、汚泥処理としては嫌気性消化モデル(Anaerobic Digestion Model : ADM)が発表され、利用されている。水処理工程と汚泥処理工程を連携し、下水処理場全体を対象としたモデルとしては BSM2 (Benchmark Simulation Model no. 2) が提案され¹⁴⁾、カーボンフットプリントでの温室効果ガス排出量の評価¹⁵⁾や下水処理場での固形物回収のモデル化¹⁶⁾等に利用されている。日本でも活性汚泥モデルに嫌気性消化を組み込んだモデルが提案され、メタン発生量増加と曝気量削減を可能にする運転条件が検討されている¹⁷⁾。

さらに近年では、廃水処理からの亜酸化窒素(N_2O)生成のモデル化も検討されている。従来の ASM は硝化反応・脱窒反応ともに一段階で定義されていて、硝化反応の副産物や脱窒反応の中間生成物である N_2O の挙動は表現できなかった。そこで、IWA 活性汚泥モデル開発グループから、硝化反応を二段階とし、脱窒反応は四段階とする拡張が提案された¹⁸⁾。



N_2O 生成のモデル化としては従属栄養脱窒をモデル化した、Activated sludge model for nitrogen(ASM_N)や ASM with indirect coupling of electrons(ASM-ICE)、ASM Electron competition electric circuit(ASM-EC)が提案されている。また、硝化菌脱窒は N_2O 生成経路として NN-Pathway と ND-Pathway をモデル化し、起こりやすさとして、DO が AOB による NO_2^-/NO の還元を阻害するとか、pH の影響、free ammonia (FA) や free nitrous acid (FNA) を考慮するモデルが提案されている。さらに、硝化工程による N_2O 生成も、硝化菌脱窒と NH_2OH ルートの反応が単独あるいは並行で起こるといったモデル化が検討されている¹⁹⁾。

開発されたモデルの適用例としては、ASM3 にアンモニア酸化と従属栄養脱窒からの N_2O 生成反応を追加し、さらに K_{La} によるガス放散も考慮して実下水処理場(Viikinmäki WWTP)での N_2O の生成・消費・排出を再現している。加えて処理場全体 N_2O 連続モニタリング(2012~2013年)から N_2O 排出係数は流入水窒素の 1.9%であったが、季節変動への水温の影響は不明(雪解け水の関係で4月の水温が最低)であり、流入水負荷(BOD や $\text{NH}_4\text{-N}$)との相関がありそうだと指摘されている。また、モデル計算から好気槽での N_2O 生成は「硝化菌脱窒 ; nitrifier denitrification」であろうと推定されている²⁰⁾。

モデリングツールに関するレビュー論文²¹⁾では、定常状態解析のプラントワイドモデルへの GHG 排出機構の組み込みは、GHG 排出量の全体像の把握には使えるが、流入水の変動といった動的な対応はできず、ダイナミックモデルが必要と指摘している。ただし、ダイナミックモデルは複雑になるので、現状では硝化・脱窒といったプロセス単位でのモデル化が進められている。

いずれにせよ、プラント全体のモデリングアプローチは、下水処理場の二酸化炭素排出量を削減する方法を理解するための最良の選択肢となり、とりわけ動的機構モデルの適用が重要である。GHG を含むプラント全体のアプローチを実現するには、データ収集(特に N_2O)のためのオンライン計測器の改善が将来的に必要であると指摘されている。

(2) 活性汚泥モデルの利用方法

活性汚泥モデルをシステム化した下水処理場シミュレータは、下水処理プロセスの挙動を容易に再現できるツールであり、実際のプラントを動かすことなく様々な条件での検討が可能になる。主な活用例として以下のようなものがある。

- ・ 運転管理の高度化: 季節や流入負荷の変動に応じた運転条件(曝気風量や返送汚泥率など)をシミュレートすることで、最適な運転方法を特定し、使用電力量の削減や処理水質の向上を図る。
- ・ 設計・プロセス改善: 新しいプロセス(高度処理、省エネ機器など)を導入する前に、シミュレータ上でその効果を事前に評価する。
- ・ 将来計画と拡張: 将来の人口減少に伴う流入負荷の変化や放流水質基準の強化に対応するため、改修・再構築計画をシミュレータ上で検討し、GHG 排出量も含めて総合的に評価する。

ただし、流入水質の不確実性や微生物反応の複雑性を正確にモデル化することは依然として難しく、運転管理に効果的に活用するためには、下水処理場の各種センサーデータとのリアルタイムな連携が必要となるとされている。

さらに、水処理プロセスに加えて汚泥処理やエネルギー回収を含めたプラント全体の包括的な評価モデルの構築も求められている。

(3) 下水処理場シミュレータ

活性汚泥法をモデル化した ASM (Activated Sludge Model) に基づいており、現在では、高度処理や汚泥処理プロセスまでを網羅する包括的なモデルも開発されている。代表的なソフトウェア(下水処理場シミュレータ)には、海外では GPS-X、BioWin、Simba、SUMO などがある。

① **GPS-X**: カナダで開発され、世界的に広く利用されているシミュレータで、高度なプラントレイアウトの作成、インタラクティブなシミュレーションの実行、モデル結果の詳細な分析を可能にする高度なツールが含まれている。

② **BioWin**: 同じくカナダで開発されたシミュレータで、生物・化学・物理プロセスをモデル化している。特に生物プロセスに加え、pH や酸素移動、ガス-液体間移動のモデルも持つ、全体プロセスモデルである。

③ **Simba**: ドイツで開発されたシミュレータで、水処理・廃水処理工学におけるモデリングと動的シミュレーションのための多用途ソフトウェアである。活性汚泥モデル、曝気システム、汚泥消化、下水道網、河川、そしてあらゆる種類の自動化ソリューションを統合している。。

④ **SUMO**: フランスで開発されたフル機能搭載の廃水処理シミュレータで、業界最先端のモデルが搭載され、モダンなデザイン - 豊富なユーザーフレンドリーな機能を有し、オープンなモデルソースコードを提供している。

日本でもいくつかの自治体と共同でシミュレータの開発が実施されたが、あまり利用されていない。

2.1.2 水・物質・エネルギー循環のための施策

下水道システムから発生する汚泥、処理水、CO₂等、廃棄物とされてきたものを資源として捉え、持続的な地域資源として利用するための様々なイノベーションが推進されている²²⁾。

下水汚泥のエネルギー利用に関して、下水中有機物の化学エネルギーは下水処理場での電力消費量をはるかに上回るとの報告もなされており^{23)・24)}、下水処理場においても創エネの観点から消化ガス発電や汚泥焼却廃熱発電^{25)・26)}といった多くの試みが実施されている。消化ガス発生量の増加のための投入汚泥の可溶化方法としてはオゾン処理、水熱処理、超音波処理、好熱菌等が研究されている²⁷⁾が、80℃程度の低温熱処理により汚泥処理システム(濃縮・消化・脱水・焼却)の電力自給率が64.5%となったと報告²⁸⁾されている。

水とエネルギーとの連携(Water-Energy nexus)は世界共通の持続可能な開発の重要な要素と考えられており、下水処理場は汚濁物除去のためにエネルギーを消費するが、放流先の自然環境への影響を低減するなど、水とエネルギーの相互関係の中心と位置づけられている²⁹⁾。下水処理場は主要なエネルギー消費者であり、エネルギー効率を改善するための様々な技術が開発されてきた³⁰⁾。さらに、下水処理場の新しいパラダイムでは資源とエネルギーの回収の最大化を考慮して設計する必要がある、エネルギー中立(Energy Neutrality)へのシフトが強調されるとともに、N₂OやCH₄といった直接的、および電力消費といった間接的な温室効果ガス排出量の削減が指摘されている³¹⁾。

(1) 水循環施策

平成26年7月に策定された新下水道ビジョンでは、再生水についても水循環として、再生水と熱の一体的利用によるエネルギー管理や、再生水利用による水輸送エネルギーの抑制等を通じて、低炭素・循環型まちづくりの構築に貢献することを目標とするとされた。

しかしながら平成30年度の再生水利用率は約1.5%に過ぎず、近年は横ばいで推移している。用途別にみると修景用水、河川維持用水といった環境用水としての利用が半数以上を占める。次いで都市用水である融雪用水が20%を占めているが、海外で多い農業用水は10%未満に留まっている。

一方で、日本は「水の再利用」分野に関するISO/TC282の幹事国となり、SC3；リスクと性能評価(Risk and performance evaluation)を提案し³²⁾、いくつかの国際規格が制定された³³⁾。

日本における再生水の水質基準としては「下水処理水の再利用水質基準等マニュアル³⁴⁾」が平成17年に策定され、不特定多数の人が利用する施設に直接供給する場合の水質基準を提示している。海外における用途と水質基準項目を整理し³⁵⁾、表2-1にまとめた。都市用水や環境用水に加えて、農業用水や工業用水に関する水質基準を設定している国もあり、水質項目では、日本は大腸菌と濁度であるがSSやBODも対象としている国もある。なお、中国では窒素やリンも水質基準が設定されている。

米国では用途による処理方式が指定されている³⁶⁾が、水質とエネルギーを合わせたパフォーマンス評価を実施している例はない。

表2-1 各国の再生水用途と水質基準項目(○: 必須、△: 詳細用途により有、-: 無)

国名	用途	大腸菌	濁度	SS	BOD	窒素	リン
日本	都市用水	○	○	-	-	-	-
	環境用水	○	○	-	-	-	-
	親水用水	○	○	-	-	-	-
米国	都市用水	○	○	-	○	-	-
	農業用水	○	△	△	○	-	-
	工業用水	○	-	△	△	-	-
	環境用水	○	-	-	○	-	-
豪州	親水用水	○	○		○	-	-
	都市用水	○	○	-	-	-	-
	農業用水	○	△	△	△	-	-
中国	環境用水	○	-	○	△	-	-
	都市用水	○	○	○	○	○	○
	農業用水	○	○	○	○	○	○
	工業用水	○	○	○	○	-	-

(2)物質循環施策

下水道により下水処理場に集約されてくるリンは貴重な未利用資源であり、効果的に回収・利用していくことが求められる。これまでの技術開発により実用化された、あるいは実用化が期待される主なリン資源化関連技術について、「下水道におけるリン資源化の手引き³⁷⁾」にまとめられている。

様々な方式が検討されているが、日本で導入実績があるのは3つの技術、すなわち嫌気性消化脱離液や下水の高度処理に適用されている HAP 法と MAP 法、ならびに下水汚泥からのリン資源化技術として灰アルカリ抽出法である。

1) HAP 法

HAP 法は嫌気性消化脱離液または高度処理において、水中に溶解しているリン酸の除去技術として用いられおり、下呂市・北塩原村で稼働していた。副生成物としてリン含有率 15%以上のカルシウムヒドロキシアパタイトが得られ、これがリン資源となる。

2) MAP 法

MAP 法は嫌気性消化液または高度処理において、水中のリン酸およびアンモニアの除去技術として用いられており、福岡市(2ヶ所)・島根県ならびに神戸市で稼働中である。副生成物としてリン含有率 20%程度のリン酸マグネシウムアンモニウムが得られ、これがリン資源となる。

3) 灰アルカリ抽出法

灰アルカリ抽出法は焼却灰を原料としたリン資源化技術として用いられており、岐阜市・鳥取市で稼働している。焼却灰に NaOH 溶液を添加して 50~70℃に保持し、リンを溶出、消石灰と反応させリン含有率 30%程度のリン酸塩として回収できる。

令和7年度現在では、MAP 法4ヶ所と灰アルカリ法2ヶ所の計6ヶ所の導入実績に留まっている。

しかしながら、「食料安全保障強化政策大綱」(令和4年12月27日食料安定供給・農林水産業基盤強化本部決定)において、2030年までに下水汚泥資源・堆肥の肥料利用量を倍増し、肥料の使用量(リンベース)に占める国内資源の利用割合を40%まで拡大する旨が示された。国土交通省においても今後の発生汚泥等の処理に関する基本的考え方(令和5.3.17国水下企第99号)を定め、「下水道管理者は今後、発生汚泥等の処理を行うにあたっては、肥料としての利用を最優先し、最大限の利用を行うこととする。」とされた³⁸⁾。これを受け、下水汚泥資源の肥料利用の拡大に向けた技術開発として、下水道革新的技術実証事業(B-DASH プロジェクト)の公募が令和4年度補正予算で開始され、4回にわたって採択された。なお、H24年度に先行で採択されたテーマでは、リン回収の良好かつ安定運転のみならず、KOBEハーベスト(大収穫)プロジェクトとして地産地消を目指し、園芸用肥料・水稻用肥料を製造し、地域循環モデルの構築を実現している³⁹⁾。

具体的な内容として、さらにリン回収効率が高く、リンの資源循環への寄与率が高い技術を実証している。同じく MAP 法ではあるが対象を脱水ろ液とした技術⁴⁰⁾や、回収物をリン酸カルシウムとした技術⁴¹⁾が採択された。さらに下水汚泥資源として、コンポスト化により土壌改良効果を有する肥料とする技術⁴²⁾や超高温炭化による高付加価値化の技術⁴³⁾が採択され、バイオマス炭化物を用いてリンを回収する技術⁴⁴⁾も採択された。加えて、対象を余剰汚泥とする MAP 法が採択され、全国農業協同組合連合会福岡県本部と連携し、MAP 肥料の流通拡大のための手法も検討されている。

従来の消化汚泥や焼却灰のみでなく、脱水ろ液や下水汚泥を対象とし、回収物も MAP に加え、コンポストや炭化物といった多様な技術が実証されており、マニュアル化とともに早急な導入が進むことが期待される。また、炭素貯留を意識した技術もあり、下水汚泥資源の肥料利用による肥料生産に伴う温室効果ガスの削減も含め、下水道のカーボンニュートラルの観点からの評価も有効となる。

(3)エネルギー循環施策

下水処理場における省エネ・創エネ施策の検討にあたっては、「適切な処理水質と消費エネルギーを両立させつつ事業を進めていくために、処理場全体、システム全体として効率的になるようにすべきであり、省エネ技術の導入は他設備への影響に配慮して検討していく必要がある⁴⁵⁾」と指摘されている。具体的には下水処理場のエネルギー中立のために、①エネルギー消費を削減、②エネルギー回収を増加、③場外の再生可能エネルギーの活用が提案されている³¹⁾。自然エネルギー(太陽光や風力)の利用も提案されているが、まずは第一段として下水処理場内での省エネ・創エネから検討した。

省エネ機器に関しては「下水処理場のエネルギー最適化に向けた省エネ技術導入マニュアル(案)⁴⁵⁾」に最新の省エネ設備導入による導入効果と導入時の留意点が整理されている。この中から、導入可能なケースが多いと考えられ、省エネ施策としてよく検討される施策^{46)・47)}である曝気量削減や高効率の汚泥処理装置について表2-2にまとめた。

表 2-2 代表的な省エネ機器

	機器	タイプ	削減効果	比較対象
水処理設備	散気装置	メンブレンパネル	50%	従来型散気装置
	ブロワ	磁気浮上ターボ	14%	多段ターボ
	攪拌機	低動力型	80%	水中攪拌機
汚泥処理設備	濃縮機	ベルト濃縮機	60%	遠心濃縮機
	脱水機	低動力型遠心脱水機	50%	遠心脱水機
		スクリュープレス	80%	遠心脱水機
	消化槽	低動力攪拌機	80%	スクリュース式

省エネ機器の導入に加えて、汚水ポンプや送風機の時間変動を考慮した運転⁴⁸⁾や DO・MLSS といった運転管理の適正化、窒素管理（流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ センサーによる風量制御や硝化抑制）も検討されている。

さらに、一次処理で有機物を回収することにより、後段の反応タンクでの曝気量を低減する試みもみられる。固形性有機物の回収としては、合流改善対策技術として開発されたプラスチックろ材による高速ろ過が、超高効率固液分離装置として有機物回収に利用され⁴⁹⁾、海外では“ふるい”を利用する Rotating belt sieves が開発され、導入されている⁵⁰⁾。溶解性有機物も回収対象とした技術として化学的強化一次処理(CEPT: Chemically enhanced primary treatment)の導入が盛んである。初沈への無機系凝集剤やポリマーの添加により SS 回収率 80～90%、 COD_{Cr} 回収率 50～70% が報告され⁵¹⁾、加えてリンも 90% 程度回収可能である。活性汚泥の吸着能力を活用し溶解性有機物も回収対象とする AB(Adsorption and Bio-oxidation)プロセス⁵²⁾も海外では導入が盛んである。有機物回収量の増加は消化ガス発生量の増加につながり、創エネにも貢献する。

創エネ施策に関しては、2012 年の固定価格買取制度(FIT 制度)開始以降、消化ガス発電の導入が増加し、2023 年度では 127 ヶ所に導入されている。ただし、施設増加数は 2017 年度と 2018 年度の 16 ヶ所が最も多く、近年の増加数は少なくなっている。従来は余剰消化ガスの利用が中心であったが、近年では嫌気性消化槽をバイオガスプラントと捉え、施設の新設や消化ガス発生量の増大も含めた様々な取組みも見られる。

また、「下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン⁵³⁾」では消化ガス発電に加えて、固形燃料化技術(炭化・乾燥)や焼却廃熱発電技術(蒸気タービン発電・バイナリー発電)も取りあげられている。

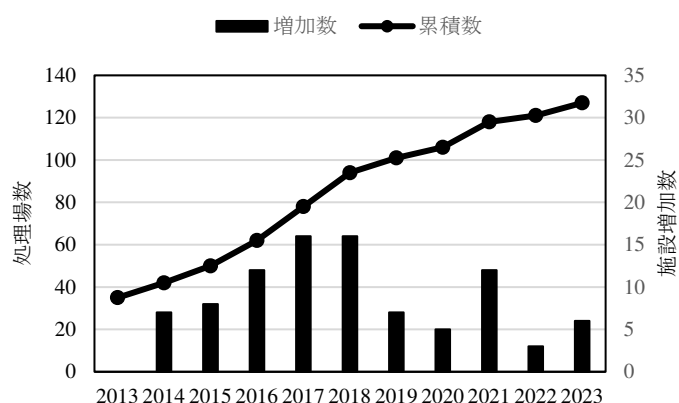


図 2-1 消化ガス発電の導入数

消化ガス発電量の増加につながる消化ガス発生量の増加についても様々な研究開発が進められている。そこで、嫌気性消化の前処理としての汚泥可溶化や混合メタン発酵の投入基質としての微細藻類やウキクサ、有機物からの直接の電力回収である微生物燃料電池について現状を整理する。

1) 汚泥可溶化

嫌気性消化の前処理としての可溶化技術には、化学的処理法(オゾン、アルカリ)・生物学的処理法(好熱菌)・物理学的処理法(水熱・超音波)等がある。

①オゾン処理

消化汚泥をオゾン処理して生物分解性に改質した後、再び消化槽に返送する方法で、下水汚泥を用

いたベンチスケール連続試験によって、従来処理での消化率 58%が 79%に向上し、消化ガス発生量も増加した。さらに、引抜汚泥の VS/TS 比が従来の 0.60 から 0.45 に低下した結果、汚泥の脱水性が改善され、脱水ケーキ含水率は従来処理に比べ 10%程度低下したと報告されている⁵⁴⁾。

国内外のオゾン処理の効果を COD の可溶化率で評価した研究では、オゾン注入率が $0.05\text{gO}_3/\text{gTSS}$ 以下と小さいうちはオゾン注入率に比例し直線的に可溶化率が上昇するが、その後飽和する傾向にあった。また、人工廃水由来の汚泥は可溶化率が高いが、実廃水由来では半分程度に留まっていた⁵⁵⁾。

②水熱処理

図 2-2 に示すような好気性処理、嫌気性処理、水熱処理、MAP 法の 4 種類の技術を組合せたシステムにより、下水処理を行うと同時にエネルギーと有用資源の回収も行う「水熱処理を用いた汚泥の発生しない活性汚泥処理フロー」が提案されている。ここでは前処理として水熱処理(高温高圧水)により余剰汚泥の細胞壁を分解し、嫌気性処理の加速ならびに減量率の増大を図っている⁵⁶⁾。

実汚泥を利用した実験結果として、 200°C の水熱処理により可溶化処理後汚泥の生分解性が向上し、嫌気性処理の処理時間を約半分まで短縮できる可能性が示された。加えて、嫌気性処理による減量率 5 割強と水熱処理による可溶化を合わせると約 8 割の減量率が得られ、汚泥の減量化においても水熱処理の有効性が指摘されている。

水熱処理は長崎市において B-DASH 実証事業も実施され、その成果は「温室効果ガスを抑制した水熱処理と担体式高温消化による固形燃料化技術導入ガイドライン(案)」としてまとめられている⁵⁷⁾。

③超音波処理

超音波照射で発生する圧力波およびキャビテーションにより汚泥を破壊するものである。高効率に汚泥を破碎できるという長所を有している一方で、破碎されることで汚泥粒子が小さくなるために、残渣汚泥との固液分離に支障が生じるという欠点も指摘されている。図 2-3 に示す実験フローで余剰汚泥削減メカニズムをシミュレーション検討した研究では、超音波による汚泥削減には超音波照射により可溶化した成分と超音波照射により影響を受けた数 $10\mu\text{m}$ の再基質成分が関係していると考えられ、超音波処理による汚泥削減は「可溶化よりもむしろフロックの破碎により達成される」と報告されている。さらに、再基質質量の増加によって余剰汚泥削減量は増加するが、投入再基質量が一定値を超えると削減量が低下し、「必要な超音波処理量、再基質比が存在する。」とも指摘されている⁵⁸⁾。

また、オゾン処理・超音波処理・水熱処理を比較した研究では、可溶化効率では水熱処理が最も優れていたが、使用電力量が極端に高く、スケールアップした検討が必要であると指摘されている。併せて、焼却灰リン濃度低減のため、リン溶出率の高い余剰汚泥可溶化手法と溶出したリン回収法の開発も指摘されている⁵⁹⁾。

2) 新たなエネルギー回収方法

①微生物燃料電池

燃料電池の負極側反応槽に微生物細胞を組み込んだ微生物燃料電池(MFC: Microbial Fuel Cell)は、種々のバイオマス燃料源に、微生物が持つ有機物の分解代謝作用を利用してバイオマス中の有機物の化学エネルギーを電気エネルギーへと直接変換するエネルギー変換器である。このため後処理にお

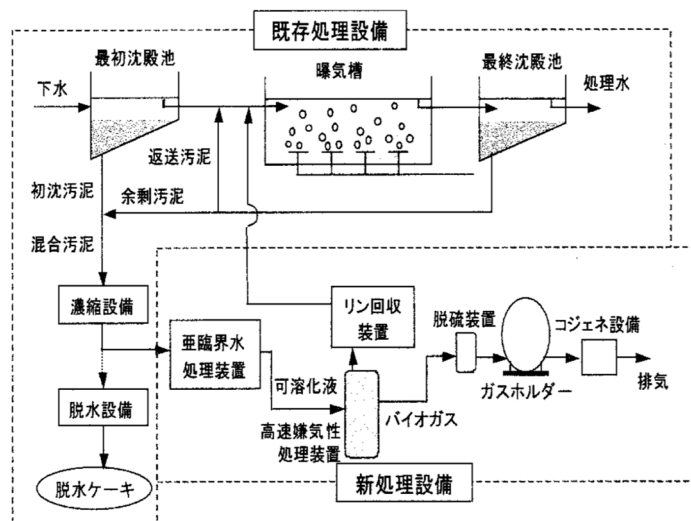


図 2-2 水熱処理のフロー例⁵⁶⁾

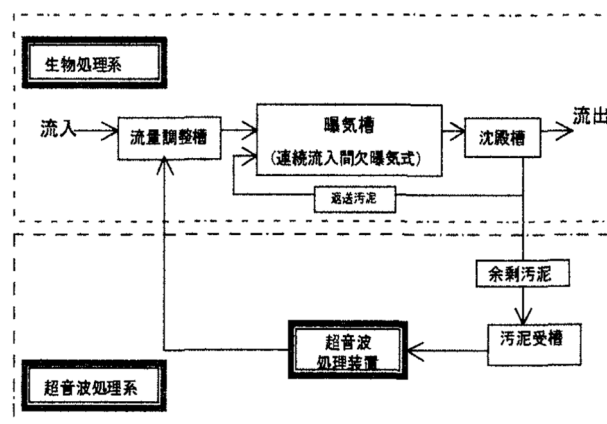


図 2-3 超音波処理のフロー例⁵⁸⁾

けるエネルギーロスが無くなり高いエネルギー回収率が期待できる。ただし、現状の MFC の電気発生量は小さく、実用可能な発電システムとするには大幅な効率化が必要とされている⁶⁰⁾。一方では MFC 技術は近年着実に進歩しており、今後のさらなる技術開発によっては実用化可能なレベルまで到達することが期待されている。

コストなどの面から実用化 MFC のエネルギー源となる有機物は廃棄物系バイオマスや廃水中の汚濁物質が候補として考えられている。微生物群集の多様な代謝能力を利用してこのような雑多な有機物から電気を生産するには、高活性の複合微生物群を集積するのに適した MFC 装置の開発や複合微生物による電気生産のメカニズムの理解が重要な基盤研究と考えられている。

廃水処理と微生物燃料電池をうまく組合せると微生物の成長に利用されるはずの有機物エネルギーの一部が電気エネルギーとして回収されるため従来の廃水処理プロセスよりも余剰汚泥を削減することができる。このように廃水処理を行いながら電気エネルギーを回収し余剰汚泥も削減する一石三鳥の次世代型廃水処理技術に繋がる⁶¹⁾。

二槽式・一槽式（エアーカーソド）といった装置型の研究が積極的に実施されている。エアーカーソドタイプは、水は保持するが空気（酸素）を透過する膜型のカソード（酸素拡散電極）を用いる。性能のよいものを用いればカソード律速の状況を打破できるため、微生物燃料電池の高効率化研究や実用化研究の多くで一槽式微生物燃料電池が使用されている。

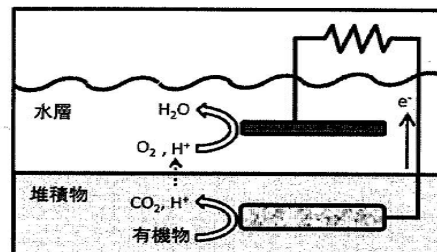


図 2-4 堆積物微生物燃料電池の原理⁶²⁾

一方、田んぼ発電は微生物燃料電池を環境中に設置する例として「堆積物微生物燃料電池」と定義されており、アノードを河川や海洋の堆積物(底泥)中に設置し、カソードは上層の水中に設置される。堆積物微生物燃料電池⁶²⁾の原理を図 2-4 に示すが、プロトン透過膜を使用しないシンプルな構造であり田んぼ発電として応用が検討されている。堆積物中（嫌気）と水中（好気）には電位差が生じており、アノードとカソードを電線でつなげば電気を流すことができる。堆積物微生物燃料電池は環境モニタリング装置に付随した現地電源として、すぐにも実用化が可能であるとされている。同様なアプローチを重力濃縮槽への適用を考え、実際の下水汚泥を用いて発電・汚泥分解等について基礎的な実験を行った⁶³⁾。

5.2.2 藻類

下水二次処理水を対象とした実験装置での野外実験結果では、夏場では緑藻が増殖し、水温の低下に伴い珪藻が出現し、藻類濃度が安定した 8, 9 月においては処理水中溶存態窒素(15.4mgN/L)の 75%が除去されていた。さらに、湖沼モデルを応用した数理モデルも構築し、SS と無機態窒素の培養槽内での挙動が再現された⁶⁴⁾。

下水処理場への適用を意識して選定した藻類(シアノバクテリア・ミクロキスティス)の野外でのレースウェイポンドによる実験結果では、15~20℃の低温時でも増殖が確認された。廃水処理水中に存在する微生物は微細藻類の増殖を大きく阻害する作用があるが、水温の低下により活性が低下する可能性が示唆され、水温を低温域にすることで共存微生物による阻害作用緩衝の可能性が示されている⁶⁵⁾。また、メタンガス回収を想定したミドリムシによる実験では、廃水中の微生物による捕食・分解の影響だけでなく SS による凝集の影響をうけることも指摘されている。同様に 15~20℃の低温で培養することにより共存微生物の活性が低下するためにミドリムシの生産速度が大きくなることが明らかにされた⁶⁶⁾。

一方、成長促進細菌によるバイオマス生産性向上(マイナスのケースも有)の発表もあり、下水処理場での藻類培養の実用化に向けては「藻類と微生物の共存」が課題である⁶⁷⁾。

微細藻類の回収も課題と認識されており、回収方法として膜技術を適用する研究も実施されている。公称孔径 2.0μm の大孔径中空糸膜を用いて藻類培養液中の藻類を定流量吸引ろ過し、定期的に逆圧洗浄によりケーキ層を剥離した後に沈殿時間を設ける、ろ過沈殿濃縮法により濃縮倍率 500 倍以上、回収率 90%を達成した⁶⁸⁾。

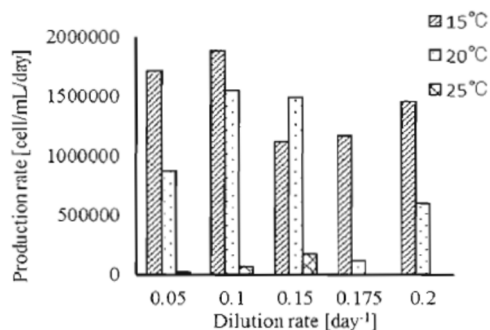


図 2-5 希釈率と生産速度（水温の影響）⁶⁶⁾

回収藻類はエネルギー源のみでなく養殖飼料への利用も検討されており、都市下水を対象とした実験では初沈流出水が高いバイオマス生産性を示し、アミノ酸含有率も魚粉と同程度であった⁶⁹⁾。

また、微細藻類に比べて回収が容易なウキクサを利用した研究も実施されている。ウキクサ亜科植物は水中から栄養塩類を吸収して旺盛に繁殖し、デンプンやタンパク質を多く含むため、水質浄化とバイオマス生産の優れた特性を有している。ウキクサ亜科植物を温室内で栽培することにより 0.22～0.30/day と高い比生長速度を示し、葉状体の糖類の含有量は 0.30g/g-dry 以上であった。エタノール生産では理論収率の 89%と高い収率が得られ、コハク酸生産では 12.0g/L と収率 0.20g/g-dry のコハク酸と、5.4g/L と収率 0.09g/g-dry の酢酸が得られた⁷⁰⁾。

新しい下水処理法の提案として藻類培養のための下水凝集処理(有機物は凝集するが、リンは凝集しない)も研究されており、天然高分子凝集剤であるキトサンを使用し、下水での処理性が検討されている。下水処理場の初沈越流水を対象とした凝集実験ではキトサン添加率 2～3mg/L で良好に SS が除去され、キトサン添加率 3mg/L の場合、平均除去率は SS77%、リン 20%、窒素 16%と SS を除去しつつリン・窒素を残存させることが可能であった。同様に、初沈流入水でも同量のキトサン添加率で同程度の水質の上澄み水を得ることができ、既存の初沈でも充分な処理が行えたとされた⁷¹⁾。なお、培養藻類からは色素の回収が検討されている。

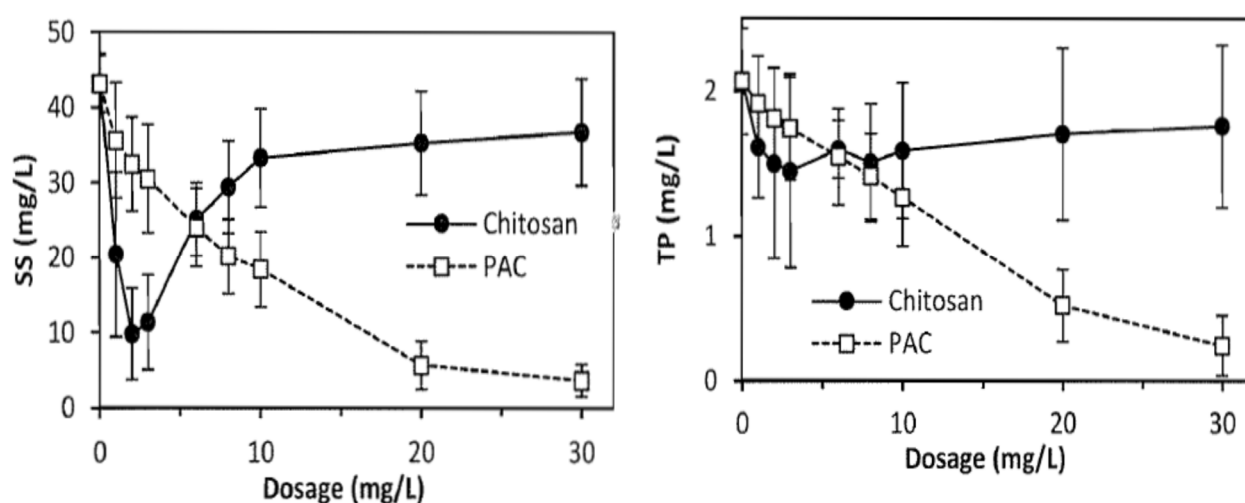


図 2-6 凝集剤添加による処理水濃度の変化 (左図 ; SS、右図 ; T-P)⁷¹⁾

2.1.3 水・物質・エネルギー循環の評価指標

(1) 下水処理場の評価指標

「資源のみちの実現に向けて報告書(案)」では下水処理場機能の評価指標として、エネルギー消費原単位やCO₂排出原単位が提案され、以下の式で計算する。

エネルギー消費原単位＝年間電力・燃料消費量／年間処理水量・・・(2-3)

CO₂排出原単位＝年間CO₂排出量／年間処理水量・・・(2-4)

処理規模が小さいほど原単位のバラツキは大きいと指摘されている。さらに、下水道の有する資源・エネルギーポテンシャルの活用として①エネルギー自立の推進、②地域における資源・エネルギー循環の推進が指摘されている。

下水処理場におけるエネルギー消費の9割以上は電力消費であるので、電力原単位での評価も実施されている。

電力原単位＝使用電力量／処理水量・・・(2-5)

電力原単位は、施設規模10万m³/日以上で0.48kWh/m³と報告⁷²⁾され、下水道統計データの全国の使用電力量と処理量とから0.45kWh/m³と計算される。海外の国単位での報告⁷³⁾として米国0.52kWh/m³、ドイツ0.40kWh/m³、中国0.31kWh/m³がある。

また、海外ではGHG排出原単位をカーボンフットプリント⁷⁴⁾として評価されている。

下水処理場カーボンフットプリント＝CO₂排出量／処理水量・・・(2-6)

なお、カーボンフットプリントの分母には処理水量のみでなく、人口当量(PE)や除去BOD等も使用されている。

いずれにしても評価対象はエネルギー消費量やGHG排出量といった下水処理に付随するものであり、有機物や窒素、リンの除去といった下水処理機能そのものではない。

環境性能を表現する指標として環境配慮型製品の分野では、製品の性能を使用する環境効率(eco-efficiency)が利用されている。

環境効率＝製品の性能／電力消費量・・・(2-7)

環境効率の下水処理への適用として水処理GHG効率が、水質保全とGHG排出の両面を考慮した指標として提案され、超高度処理導入や節水シナリオの総合評価に利用されている⁷⁵⁾。

水処理GHG効率＝処理施設で除去される水質汚濁負荷物質量／GHG排出量・・・(2-8)

ただし、水質汚濁負荷物質量は有機物や窒素、リンが個別に扱われており、循環拠点としての機能評価には水環境負荷の統合化が重要と考え、高度処理共同負担制度導入時に検討された係数を利用した。この係数は、藻類組成式から窒素とリンを有機物量(COD)に変換するものであり⁷⁶⁾、窒素;19.7,リンP;142.5である。水環境効率は以下の式(2-9)で計算する。

水環境効率(Water eco-efficiency)＝水環境負荷除去量＋物質回収量／使用電力量・・・(2-9)

ここで、水環境負荷除去量＝有機物除去量＋窒素除去量＋リン除去量

また、物質回収手法の評価時には、回収量を除去量に加算し、エネルギー回収手法の評価時には発電量を使用電力量から減算する。

本研究においては下水処理場の水・物質・エネルギー循環拠点の評価指標として水環境効率を使用し、各種施策の総合評価を実施する。

(2) 未来型の下水処理場

下水処理場の機能評価にあたっては、現状の処理プロセスだけでなく、研究開発中の技術も加えて図2-7に示す未来型の下水処理場も対象とした。一次処理における固形物の回収(例えば、超高効率固液分離装置)から始まる、微生物燃料電池や藻類培養による窒素・リンといった資源回収型の下水処理場を考慮している。

一次処理(従来は初沈)を超高効率固液分離とすることで固形物回収能力が向上し、後段は溶解性有機物や窒素・リンの回収が中心となる。溶解性有機物に関しては微生物燃料電池(MFC)による電気回収も実証試験が進められている。一方では、オゾン処理(あるいは促進酸化処理)により微量化学物質も含めて無機化するアプローチもあり、この場合には大腸菌や微量化学物質も除去され、高品位な再生水を得ることができる⁷⁷⁾。窒素・リンに関しては藻類培養を中心に考え、一部研究の先行している油の回収や有機物(色素や飼料)の回収に繋げる。さらに藻類は、嫌気性消化により消化ガスとして回収し消化ガス発電に利用する。あるいは直接脱水焼却して廃熱発電の燃料とすることも可能である。なお、リンは藻類に固定化するだけでは消化脱離液として下水処理場内を循環するので、返流水からのMAPや焼却灰からのリン回収等で回収する必要がある。焼却設備がない場合は、嫌気性消化槽内でのリン挙動も把握し、リン可溶化もMAPでの回収には有利となる⁷⁸⁾。小規模なケースではコンポストにより農

地還元(流域における地産地消)も有効であろう⁷⁹⁾。

一方、既存の設備を活用する方法としては前処理の工夫として他栄養藻類の適用により、後段の従来型の生物処理で有機物除去と窒素・リンの除去(細胞合成用として利用)が達成されることもある。活性汚泥の有機物一次貯蔵機能を活用した溶解性有機物の回収も検討されている^{80)・81)}。既存施設の活用で窒素・リンの除去が確実にない場合には人工湿地で栄養塩類と微量化学物質を除去(自然に馴染ます)ことも検討される⁸²⁾。

一次処理で固形性有機物を回収すると汚泥処理工程の入口である重力濃縮槽の役割が重要となる。高機能重力濃縮槽として導入されつつある、みずみち棒による引抜汚泥の高濃度化⁸³⁾や発電微生物による改質が期待される⁶³⁾。嫌気性消化槽には地域バイオマス拠点として、し尿や浄化槽汚泥を受入れ、生ごみはディスポーザー経由で下水管渠により収集される。最終で、最大の生産物である再生水(従来の処理水)は用途に応じた要求水準まで健康リスク(ウイルス・医薬品・環境ホルモン等)を含めて磨かれ流域内に供給する。

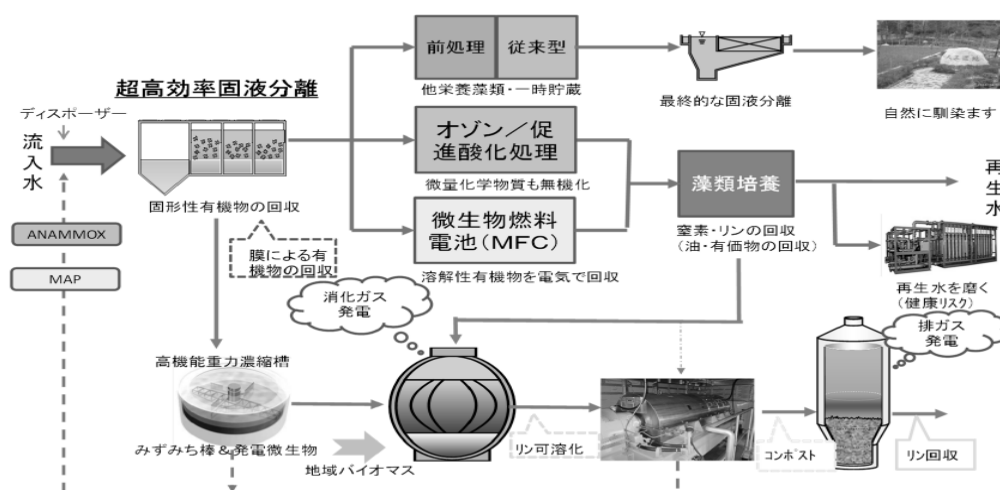


図 2-7 未来型下水処理場

(3) 資源回収工場コンセプト

平成 30 年 3 月にまとめられた社会情勢の変化等を踏まえた下水道事業の持続性向上に関する報告書⁸⁴⁾では、下水道の果たすべき機能の確保のひとつとして資源・エネルギー対策が取り上げられ、「消費エネルギーの低減を図り、温室効果ガス排出量の削減を推進していくとともに、エネルギー資源の利用による付加価値の創出を推進する必要がある。」とされている。

一方近年、生態系や水産資源への配慮といった豊かな水環境も求められ、一部の下水処理場では地域のニーズに応じ季節毎に水質を管理する(季節別運転)の取組みを始め⁸⁵⁾、その効果は調査・シミュレーションで確認されている^{86)・87)}。また、豊かな生態系を確保するために海域における窒素・リン濃度の水質目標値(下限値)を設定する動きもある⁸⁸⁾。



図 2-8 資源回収工場コンセプト

今後の下水処理場のコンセプトを図 2-8 に示すが、水・物質・エネルギーの循環機能を地域特性に応じて実現する「資源回収工場」になると考えている。

(4) AI を利用した流入予測に基づく下水処理場運転計画システム

下水道分野における ICT の活用については平成 29 年 2 月に「i-Gesuido」がまとめられ、4 本の柱のひとつに「水処理革命」がある。リアルタイム運転管理データの集約や AI による最適運転の自動化を通じ、処理水量・負荷削減量あたりのエネルギー使用量・コストを削減、安定した処理水質の提供、運転管理情報や水質リスク情報等のビッグデータ活用による新たな産業等の創出が目標とされている⁸⁹⁾。

流入水量・水質予測に基づく下水処理場の戦略的管理の実現イメージを図 2-9 に示す。下水処理場がその高いポテンシャルを発揮し、流域の「水・物質・エネルギー循環拠点」となるべく、『戦略的管理ツールとして活性汚泥モデルベースの下水処理場シミュレータ』を活用し、運転計画立案により自動運転を実現する。シミュレータとしては水処理工程のみでなく汚泥処理工程も含めたプラントワイドモデルを採用する。

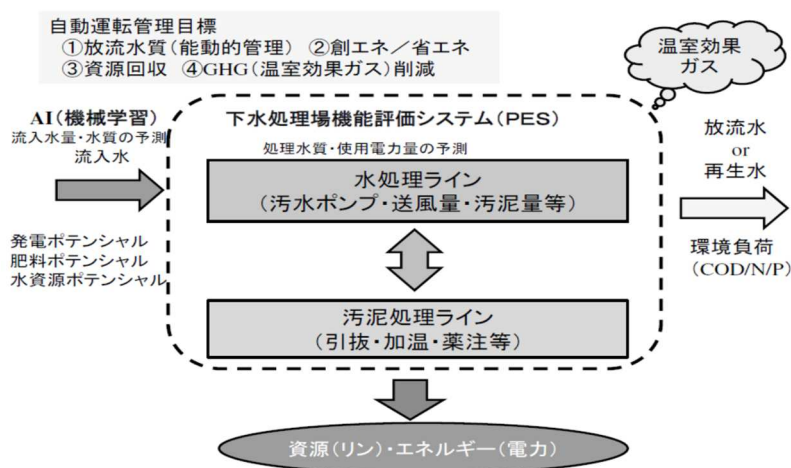


図 2-9 下水処理場の戦略的管理イメージ

プラントフローモデル構築には有機物・窒素・リンといった流入水質や処理水質、下水処理量・返送率・汚泥引抜率・使用電力量といった運転管理情報が必要となるが、これは過去の運転実績データを利用することにより実施できる。

とりわけ、下水処理場の運転計画立案における、主要な変動要素である流入水の水量・水質の予測には AI(機械学習)を活用する。下水処理場のポテンシャルをフルに発揮するために流入水質を「発電・肥料・水資源のポテンシャル」として捉えるといった発想の転換も必要となろう。

従来の運転計画システムでは例えば流入水質の通日試験データといった過去の運転実績からパターン化し、1 日 1 回実績値で補正することとしていた⁹⁰⁾。今回は人間活動から定常的に提供される流入ポテンシャルについて、AI(機械学習)を利用して変動パターンをベースとした水量・水質予測モデルを開発する。下水ではないが水質予測の事例として深層 NN モデルでは重回帰モデルよりも予測精度が向上するとも報告されており⁹¹⁾、併せて検討することもあるであろう。

運転計画システムは、近年導入の進んでいる能動的運転管理(季節別運転)⁹²⁾へも適用が可能であり、「能動的運転モード」として、季節ごとの放流水質目標による運転計画を実施する。さらに、初沈で有機物を積極的に回収する「創エネモード」、リンを水処理工程から汚泥処理工程に移動し回収する「資源回収モード」も検討している。

2.2 下水処理場機能の解析方法

2.2.1 下水処理場機能評価システム

(1) 下水処理場機能評価システムのモデル式

下水処理場機能評価システム(PES ; Performance Evaluation System)は共通設備、水処理設備、汚泥処理設備、汚泥焼却設備を対象として水量・水質データを利用し、水処理・汚泥処理を連携した処理水質と使用エネルギー量を総合的に評価するものである。水質データとしては有機物(BOD)・固形物(SS)・窒素(T-N)・リン(T-P)を一体として取扱い、計算結果はフロー図形式で個別に表示可能としている。エネルギーとしては使用電力量を中心に扱い、焼却炉の燃料使用量も対象としている。

下水処理場機能評価システムで採用している水処理・汚泥処理のモデル式一覧を表 2-3 に、パラメータ一覧を表 2-4 に示す^{93)・94)}。PES は水処理における微生物反応は一次反応式で表現し、溶解性 BOD と固形性 BOD で分解速度に違いを持たせている。有機物指標としては変化量を計算するプロセス内では BOD で扱い、総量表示をする際には換算式で COD 表現としている。水温の影響は反応速度に関する温度係数として計算した。窒素に関しては硝化率・脱窒率を一次式で表現し、リンに関しては生物脱リンでは、MLSS 中のリン含有率が 5%まで増加すると設定している。脱窒とリン吸収に伴い、一定量の有機物が利用される。凝集法の場合は凝集剤注入率に応じて $PO_4\text{-P}$ が固形物化されると設定している。

汚泥処理における固液分離は固形物回収率で機器回収分を計算し、残りを脱離液流出分としている。BOD・窒素・リンも固形性成分が同様の挙動をするとして計算している。嫌気性消化は投入汚泥中 VSS のガス化率で設定し、分解 VSS 量に応じて消化ガス(メタン含有率 60%)が発生する。遠心濃縮機と遠心脱水機の出口汚泥濃度はサンプルデータを使用して回帰モデルを作成し、適用した。凝集剤注入率は遠心濃縮機: 0.2%、遠心脱水機: 0.7%とした。焼却炉に関しても投入汚泥中の可燃分が減少するものとし、燃料使用量は含水率を入力とし、燃料使用量を出力する回帰モデルを作成し、適用した。

使用電力量に関しては主要な機器であるポンプ・ブロワ・汚泥処理設備を対象として、運転状況に応じて変化する電力量と運転状況にかかわらず一定量発生する固定電力量の合計として計算した。機器の電力量としては下水処理場 50,000 m^3 /日での例を参考に⁹⁵⁾設定した。ブロワ電力量は、必要酸素量を有機物酸化・硝化・内生呼吸・DO維持から計算し、微細気泡の旋回流方式として酸素移動効率を 15%と設定して計算した。

なお、PES としては維持管理費(電力費・薬品費・燃料費・汚泥処分費)や GHG 排出量の計算も考慮している。

表 2-3 下水処理場機能評価システムのモデル式一覧

No	設備	モデル化	計算式	数値
1	最初沈殿池	一次反応で表現	固形物除去率 $= 1 - \exp(-k \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=0.28(1/hr)$
2	反応タンク			
	①BOD	一次反応で表現	溶解性BOD除去率 $= 1 - \exp(-k \cdot MLSS \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=0.00035(1/(hr \cdot mg/L))$
			固形性BOD除去率 $= 1 - \exp(-k \cdot MLSS \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=0.00015(1/(hr \cdot mg/L))$
	②SS	自己分解	SS分解率 $= 1 - \exp(-k \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=0.001(1/hr)$
		MLSS計算	流入水+返送汚泥+増殖量(除去BOD*収率)-自己分解	
	③窒素	一次反応で表現	硝化率 $= 1 - \exp(-k \cdot MLSS \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=0.001(1/(hr \cdot mg/L))$
		一次反応で表現	脱窒率 $= 1 - \exp(-k \cdot MLSS \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=0.002(1/(hr \cdot mg/L))$
	④リン	リン含有率で表現	汚泥中リン $= MLSS \cdot$ 含有率	含有率; 5% (リノ除去時)
3	最終沈殿池	一次反応で表現	固形物除去率 $= 1 - \exp(-k \cdot t)$ t : 滞留時間(hr)	$k=2.75(1/hr)$
4	重力濃縮槽	濃縮汚泥濃度		濃度; 3%
5	遠心濃縮機	濃縮汚泥濃度	濃度(%) $= \alpha \cdot$ 余剰汚泥濃度 $+ \beta \cdot$ 凝集剤注入率	$\alpha \cdot \beta$ は定数(回帰式より設定)
6	遠心脱水機	脱水ケーキ含水率	含水率(%) $= 100 - (\alpha \cdot$ 濃縮汚泥濃度 $+ \beta \cdot$ 凝集剤注入率)	$\alpha \cdot \beta$ は定数(回帰式より設定)
7	嫌気性消化	ガス化率で表現	投入汚泥中の VSS の 60% がガス化	ガス化率: 60%
8	焼却炉	可燃分が減少	灰分 $= 1 -$ 可燃分(VSS)	
		燃料使用量	使用量(L) $= \alpha \cdot$ 含水率 $- \beta$	$\alpha \cdot \beta$ は定数(回帰式より設定)
9	可溶化	オゾン注入率で表現	溶解性成分 $=$ 固形分 $\cdot$ オゾン注入率 $\cdot$ 溶解化係数	溶解化係数は定数を設定

表 2-4 下水処理場機能評価システムのパラメーター一覧

No	設備	項目	値
1	反応タンク	収率係数	Y=0.55
		増殖汚泥組成	汚泥重量の窒素：16%，リン：0.5%を固定
		脱窒炭素源	BODをNO ₃ -Nの3.1倍使用
2	固形物回収率	重力濃縮	90%
		遠心濃縮	90%
		遠心脱水	95%
3	嫌気性消化	消化ガス中のメタン率	60%
4	消毒槽	次亜注入率 ^{注記}	3mg/L
5	遠心濃縮機	凝集剤注入率	0.2%
6	遠心脱水機	凝集剤注入率	0.7%
7	汚泥可溶化	オゾン発生効率	10kWh/kg(必要なオゾン量から電力量計算)
次亜注入率；次亜塩素酸ナトリウム(有効塩素を考慮し注入量を計算)			

No	設備	項目	値
8	薬品費	次亜塩	24円/kg
		高分子凝集剤	1200円/kg
9	燃料費	電力料金	10円/kWh
		都市ガス	50円/Nm ³
10	汚泥処分費	脱水ケーキ	16000円/t
		焼却灰	8000円/t

(2) モデル処理場での計算

表 2-5 に示す処理能力 48,000m³/日という中規模処理場をモデル処理場として計算した。水処理方式は標準活性汚泥法(標準法)とし、処理水質と使用電力量を計算した。

初沈汚泥は下水処理量の 2%を引き抜くものとし、余剰汚泥は MLSS が 1500mg/L で一定となるように引き抜くこととした。流入水質としては平成 18 年度下水道統計データ⁹⁶⁾から、流入水質の分布を確認し、全国平均的な値(最頻値)を採用して「BOD180mg/L(COD としては 360mg/L), SS160mg/L, T-N35mg/L, T-P4.0mg/L」と設定した。汚泥処理は分離濃縮—消化—脱水—焼却を基本とし、各方式としては採用実績の多い、遠心濃縮・中温消化・遠心脱水・流動焼却(高温焼却)を対象とした。

表 2-5 モデル処理場の仕様

運転条件	下水処理量	48,000m ³ /日
	処理方式	標準活性汚泥法
	水温	20℃
	返送汚泥率	20%
	初沈汚泥	下水処理量の2%引抜
	余剰汚泥	MLSSを1500mg/L一定に引抜
滞留時間	初沈	1.5時間
	反応タンク	8.0時間
	終沈	3.0時間
流入水質	COD	360mg/L(溶解性：35%)
	SS	160mg/L(VSS：60%)
	窒素	35mg/L(NH ₄ -N：25mg/L)
	リン	4.0mg/L(PO ₄ -P：2.0mg/L)
汚泥処理	濃縮	分離濃縮(重力＋遠心)
	消化	嫌気性消化(重力濃縮汚泥のみ)
	脱水	遠心脱水機
	焼却	流動焼却炉

PES による計算結果として処理水質を除去率とともに表 2-6 に、使用電力量を図 2-10 に設備単位に示す。処理水質では標準法であるために有機物 COD や SS は除去率 90%以上の良好な処理となっているが、T-N や T-P は 50%以下の除去率に留まっていた。ただし、水温を 20℃としているために硝化反応は進み、ほぼ完全硝化が達成され、処理水中の窒素は大部分が NO₃-N となっていた。

表 2-6 処理水質の計算結果

	流入水	放流水	除去率
COD(mg/L)	360	3.9	98.9%
SS (mg/L)	160	15.7	90.2%
T-N(mg/L)	35	22.6	35.4%
T-P(mg/L)	4	2.2	45.0%

使用電力量は処理場全体では 23,590kWh/日(電力原単位：0.53kWh/m³)となり、一般的な報告⁹⁷⁾とほぼ一致していた。

設備単位ではブロワ設備を含む曝気槽が最も多く 10,440kWh/日で 42%と半数近くを占めていた。(このうちブロワ設備が 10,010kWh/日)次いで汚泥処理設備が 5,430kWh/日で 23%、焼却炉が 4,080kWh/日で 16%の順に電力を使用し、この上位 3 設備で処理場全体の 8 割以上を占めていた。

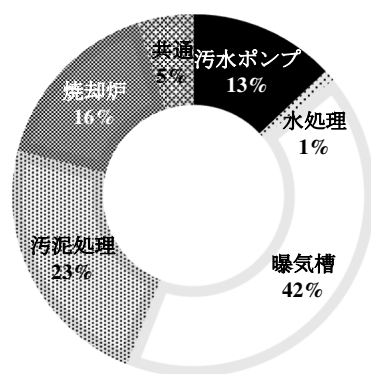


図 2-10 使用電力量の計算結果

(3) 実処理場での再現 I 処理場

PES の実処理場への適用性の検討にあたり、I 処理場(処理能力: 74,400m³/日、1 系: 擬似嫌気好気法・2 系: 多段ステップ式硝化脱窒法、汚泥処理: 重力濃縮—遠心脱水—流動焼却)より各施設容量と月 1 回の年報ベースの水量・水質データを入手し、既存データを利用したモデル構築について検討した。活性汚泥モデル(ASM)の利活用について、検討目的に応じた資料収集と評価についてまとめられている⁹⁸⁾が、ここではエネルギー拠点としての施設計画のシナリオ解析を目的としたため年報ベースでの検討とした。

入手したデータを水量データ・水質データに分けて表 2-7 に示す。PES 上に処理フローモデルを構築し施設容量を入力した後に、処理量や初沈汚泥引抜量、汚泥返送率を設定し、MLSS が実績値となるように余剰汚泥引抜量を調整して処理状況を再現した。水質データとしては、BOD・SS に関しては PES で使用している詳細情報(溶解性 BOD の割合や VSS 比)はデフォルト値を用いて加工して使用した。窒素・リンに関しては初沈流出水のデータから初沈での SS 除去率を考慮したうえで加工して利用した。

表 2-7 入手データと利用方法

◎；計算に使用、○；計算で調整して使用、◇；計算結果の確認に使用、△；参照のみ
水量データ

項目	一系	二系
処理量	◎	◎
初沈汚泥引抜量	◎	◎
余剰汚泥引抜量	○	○
濃縮汚泥引抜量	△	
脱水ケーキ量	△	
MLSS	◇	◇
DO	◎	◎
後段DO	-	◎
汚泥返送率	◎	◎
送風倍率	◇	◇
使用電力量	◇	

水質データ

項目	一系			二系		
	初沈流入水	初沈流出水	終沈流出水	初沈流入水	初沈流出水	終沈流出水
水温	△	△	◎	△	△	◎
pH	△	△	△	△	△	△
SS	○	△	◇	○	△	◇
BOD	○	△	◇	○	△	◇
COD	△	△	△	△	△	△
NH ₄ -N	-	○	◇	-	○	◇
NO ₂ -N	-	△	△	-	△	△
NO ₃ -N	-	△	◇	-	△	◇
T-N	-	○	◇	-	○	◇
T-P	-	○	◇	-	○	◇

処理水質(終沈流出水)の再現として、1 系(擬似嫌気好気法)の処理水 BOD を計算した。デフォルトパラメータでは図 2-11 のように実測値よりもすべて高い計算結果となっていた。そこで、嫌気槽において返送汚泥中の NO₃-N が脱窒され、その炭素源として BOD が利用されていると考え、嫌気槽の後段に仮想的な無酸素槽を導入した。(容積は嫌気槽を 2 等分) 調整前の処理水 BOD 平均値は 4.2mg/L であったが、調整後の処理水 BOD 平均値は 2.6mg/L となり、実測値の 1.7mg/L に近いものとなった。ただし、月別に見た場合は水温の高い夏場は処理水 BOD 計算値が小さく、水温の低い冬場には計算値が大きく、温度係数の見直しの必要性が示唆された。

続いて、2系(多段ステップ式硝化脱窒法)の処理水 BOD・T-Nを計算した。計算結果を図 2-11 に示すが、平均値で処理水 BOD2.0mg/L(実測値 2.1mg/L)、処理水 T-N4.4mg/L(実測値 4.1mg/L)と良好な計算結果となっていた。ただし、1 系と同様に、特に冬場の硝化の悪化の再現といった月別にみた水温の影響は課題であった。

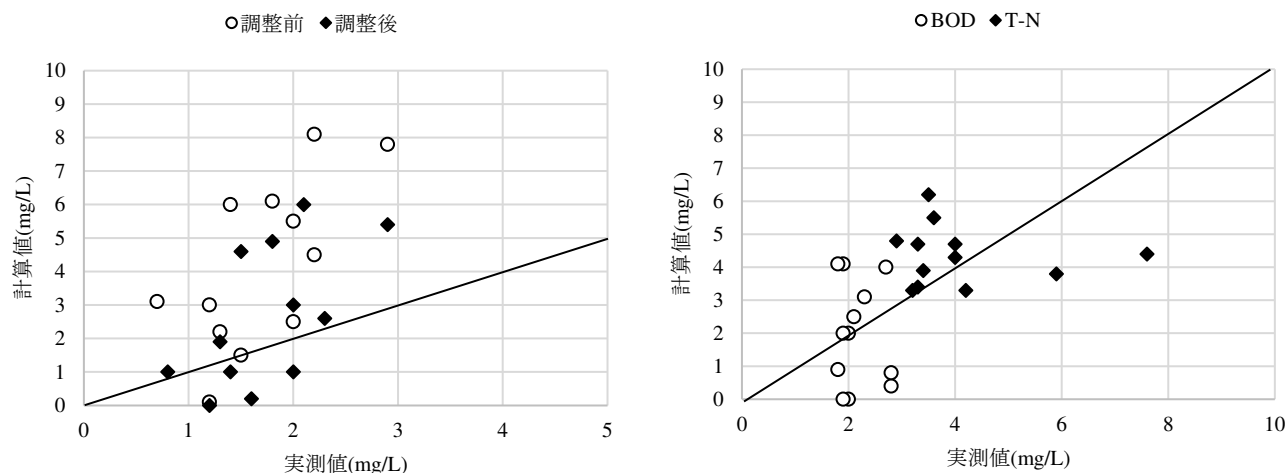


図 2-11 処理水 BOD の計算結果(左: 1 系・右: 2 系)

モデル活用として反応タンク内での物質の挙動の把握が可能となるが、窒素($\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$)の例を図 2-12 に示す。返送汚泥中の $\text{NO}_3\text{-N}$ が第一無酸素槽で脱窒される状況や第一好気槽の滞留時間が短いため一部 $\text{NH}_4\text{-N}$ が未硝化で残存する状況が確認できる。

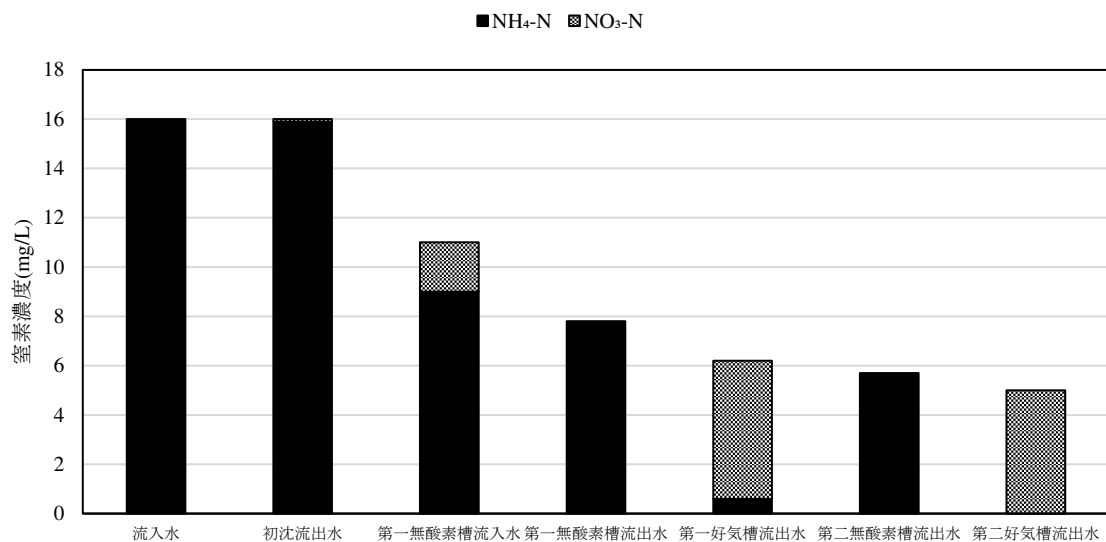


図 2-12 反応タンク内での窒素の挙動(2 系: 4 月)

以上のことより、PES の実処理場への適用性について、月単位での水量・水質データを利用することにより標準法・高度処理法の処理水質が再現できると判断した⁹⁹⁾。

(4) 実処理場での再現 M市C処理場

評価の対象としたM市C処理場の仕様を表2-8にまとめた。

C処理場は、市内中心部を対象に昭和37年7月に運転を開始し、現在の処理能力は168,160m³/日となっている¹⁰⁰⁾。一部合流式の下水処理場であり、処理方式は標準法であるが、リン除去のために反応タンクの前半部の曝気を止め、擬似嫌気好気法(AO法)で運転している。

表2-8 処理場の仕様

運転条件	下水処理量	123,300m ³ /日
	処理方式	擬似嫌気好気法(AO法)
	水温	20℃
	返送汚泥率	30%
	初沈汚泥	下水処理量の2.25%引抜
	余剰汚泥	下水処理量の1.8%引抜
滞留時間	初沈	1.4時間
	反応タンク	嫌気槽(0.9時間)、好気槽(4.9時間)
	終沈	2.7時間
流入水質	BOD	170mg/L
	SS	180mg/L
	窒素	41mg/L
	リン	4.7mg/L
汚泥処理	濃縮	分離濃縮(重力+遠心)
	消化	中温嫌気性消化
	脱水	遠心脱水機

運転実績は1-2系の4月の実績値

流入水質は4～6月の平均値

PES上に下水処理場モデルを構築するために、施設情報や処理実績のデータを入手した。

入手したデータを整理して表2-9に示す。水処理工程のデータは1か月単位の年報データであり、日データに変換して入力した。今回は嫌気性消化による消化ガス発電を中心として評価するために、水処理工程からの汚泥発生量(初沈汚泥引抜量・余剰汚泥引抜量)は実績値となるように、引抜率を設定した。

運転管理に関するデータとしては、MLSSは3・4系分のみ計測されていた。汚泥返送率は系列毎に計測されており、平均値を入力し、前述の余剰汚泥引抜率と併せてMLSSを再現するように調整した。DOについては、中段で1点、後段では水槽毎に3点計測されていたが、後段DOの平均値を曝気風量の算出のパラメータとした。省エネのために硝化抑制運転を実施していたので、曝気風量を有機物酸化のみとして計算し、送風倍率や使用電力量が概ね再現できることを確認した。

表2-9 入手データ(流量・運転管理データ・水質)

◎；計算に使用、○；計算で調整して使用、◇；計算結果の確認に使用、△；参照のみ

項目	1-2系	3-4系
流入水量	◎	◎
初沈汚泥引抜量	◎	◎
余剰汚泥引抜量	◎	◎
重力濃縮汚泥引抜量	◇	
機械濃縮汚泥引抜量	◇	
消化汚泥引抜量	◇	◇
消化ガス発生量	◎	◎
脱水汚泥量	-	◎
薬品注入率	◎	◎

項目	1-2系	3-4系
MLSS	-	◇
DO	△	△
後段DO	◎	◎
汚泥返送率	◎	◎
送風倍率	◇	◇
使用電力量	◇	

項目	共通	
	流入水	放流水
水温	◎	△
pH	△	△
BOD	○	◇
SS	○	◇
総窒素	○	◇
総リン	○	◇

水質については、流入水と放流水について春(4月～6月)、夏(7月～9月)、秋(10月～12月)、冬(1月～3月)に分けて、最大値・最小値・平均値を入手した。今回は、入力データとして平均値を使用し(各季節の3か月は同じデータ)、上記運転管理実績値を入力したうえで処理場全体としての放流水が再現できることを確認した。なお、流入水については合流と分流に分けて記録されていたが、ここでは分流の数値を使用した。

PESへの入力にあたり、溶解性BODやVSS比、NH₄-NやPO₄-Pといった詳細データが必要となるが、今回はモデル処理場での検討に使用したPESのデフォルトパラメータから算出して入力した。

以上の入力データを使用し、図 2-13 に示す処理場フローモデルを PES 上に構築した。

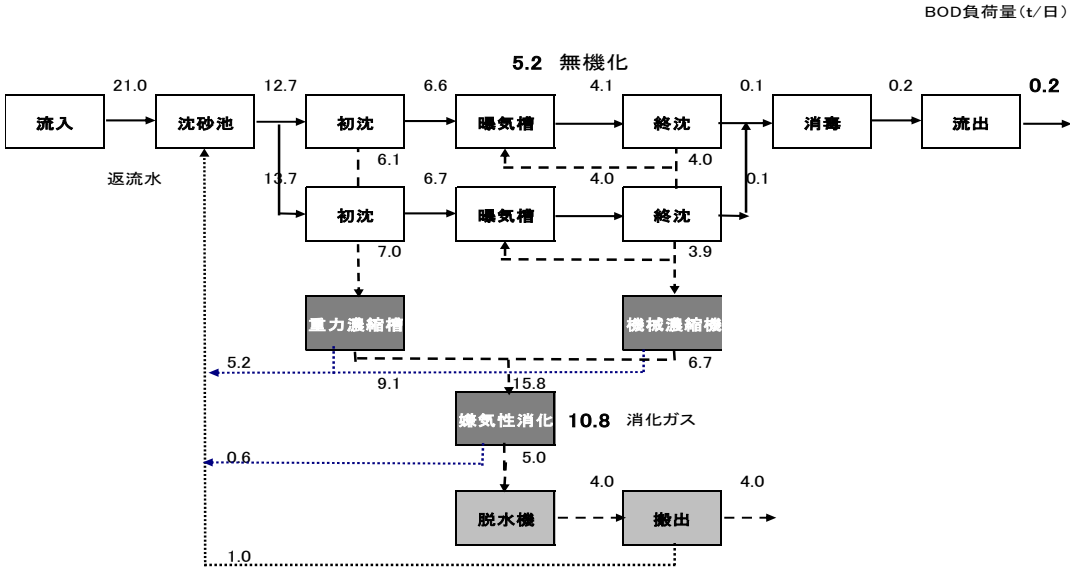


図 2-13 処理場フローモデル

まずは、流入水温が 21.0℃でありデフォルトパラメータの 20℃に近い 4 月の処理場状況の再現を試みた。

モデル計算で使用したデフォルトパラメータから以下の 3 点を主に変更した。特に、省エネのための低 MLSS 運転(MLSS1000mg/L 以下)再現のために、初沈での沈降係数を大きく変更した。

- ① 初沈での沈降係数の変更 MLSS を再現するために、初沈流出 SS を低減するために変更した。(結果的に初沈で 5 割の SS 回収率)
- ② リン吐き出し率 擬似嫌気槽を設置したが、処理水リンと合せるためにリン吐き出し率を変更した。
- ③ 溶解性 BOD の吸着 処理水 BOD を合せるために、吸着量を設定した。

処理状況の再現結果を表 2-10 に示すが、窒素を除く処理水質・使用電力量ともにほぼ現状を再現できていた。また、C 処理場の特徴として初沈での有機物回収と消化ガスとしての回収が見られた。

表 2-10 処理状況再現結果

		実績値	計算値
BOD	mg/L	2.4	1.8
SS	mg/L	1.3	0.3
窒素	mg/L	13.8	31.6
リン	mg/L	0.7	0.9
使用電力量	kWh/日	24,780	24,510
電力原単位	kWh/m ³	0.20	0.20
消化ガス発生量	Nm ³ /日	8,220	8,030

4月単月での処理状況にある程度再現できることが確認できたので、水温や流入条件(水量・水質)の異なる、残りの11か月の処理状況について、処理水質と電力使用量、今回着目している消化ガス発生量を確認した。

流入水量の変化を図2-14に示す。一部合流式下水道が採用されているためか梅雨の時期の6月・7月が14万m³/日以上と多くなっていたが、冬場の1～3月は少ない傾向にあった。年間での平均値は12万m³/日程度であり、4月はちょうど平均的な値であった。

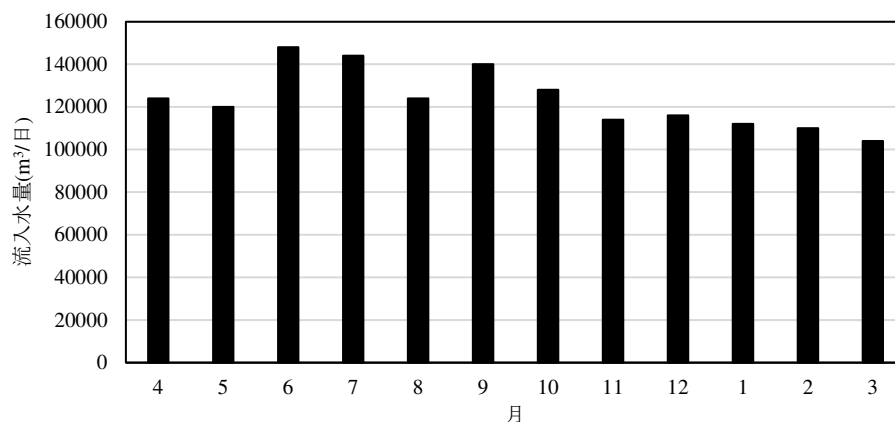


図2-14 流入水量の変化

生物処理に大きな影響を与える水温は夏場の最高水温は27.0℃、冬場の最低水温は16.1℃と生物処理には問題のない範囲であった。平均としては21.3℃であり4月は水温もほぼ平均的な値であった。

流入水質のひとつとしてBODの変化を図2-15に示す。水温とは逆に夏場に低く、冬場に高い傾向が見られた(平均と最小)冬場の濃度が高いのは、水量の減少により発生負荷量は同じでも濃度は高くなるためと考察した。また、夏場は最大と最小の差が大きい傾向があり、水量と同様に降雨の影響が示唆された。この傾向はSSで、さらに顕著であった。

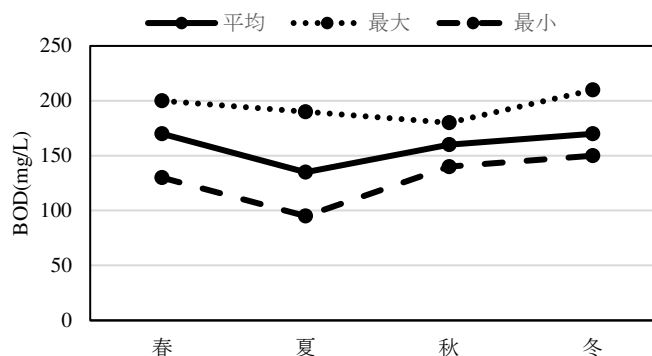


図2-15 流入水質の変化 (BOD)

BOD処理水の計算結果を図2-16に示す。水温の影響を溶解性有機物除去係数への温度係数として表現し、流入水温を反映しての計算結果として処理水BODの変動を概ね再現できていた。年平均値の計算値は2.6mg/Lとなり、実績値の2.6mg/Lと一致していた。

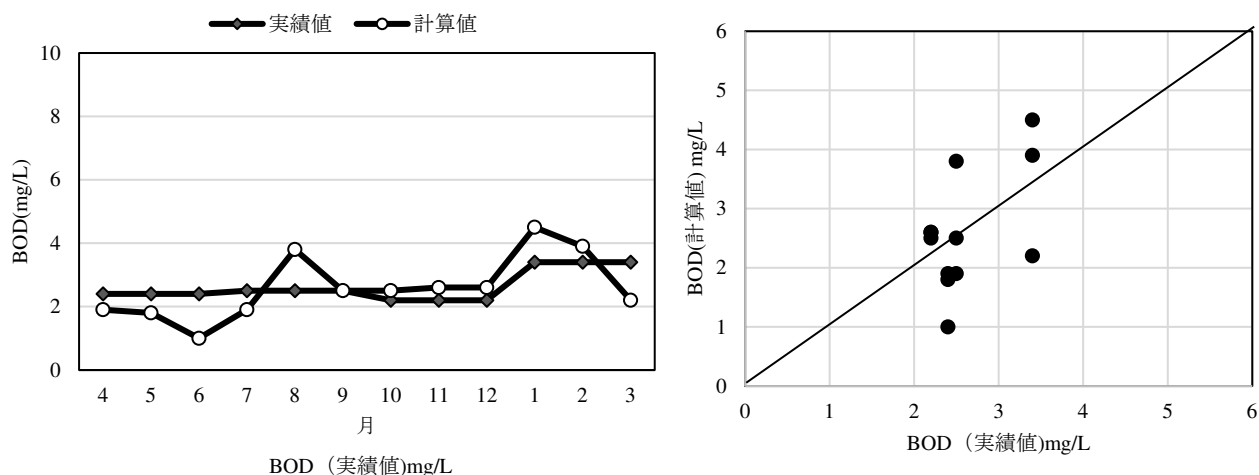


図2-16 処理水質の計算結果 (BOD)

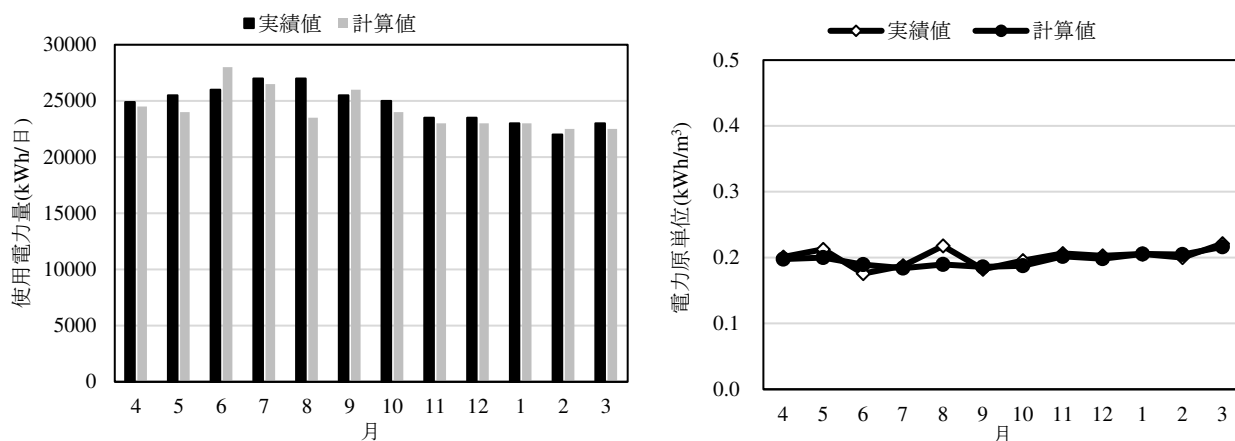


図 2-17 使用電力量の計算結果

使用電力量の計算結果を電力原単位と併せて図 2-17 に示す。使用電力量は受電電力量のデータを使用し、各施設での確認までには至らなかった。計算結果は使用電力量と電力原単位とも、ほぼ現状を再現できていた。特に、流入量(下水処理量)を考慮した電力原単位は 0.19kWh/m^3 と実績値の 0.20kWh/m^3 とほとんど一致していた。流入量の年間変動が小さいため、各月毎の使用電力量・電力原単位の計算値もほぼ一致していた。

ただし、流入水質の変化幅の大きい、夏(8月)や冬(3月)は計算値が低めとなっており、流入水質のより細かな把握が必要である。

今回エネルギー循環拠点化に向け、創エネ施策の基本として着目している消化ガス発生量の計算結果を図 2-18 に示す。流入水量・流入水質(特に SS)の変動を反映した結果であるが、消化槽の昇温を試行していた年度ではあるものの夏季(7~9月)のデータを除き、傾向を再現できていた。夏季のデータを除いた計算値は平均値で $7,600\text{Nm}^3/\text{日}$ と実績値の $8,000\text{Nm}^3/\text{日}$ と 5%の誤差であった。

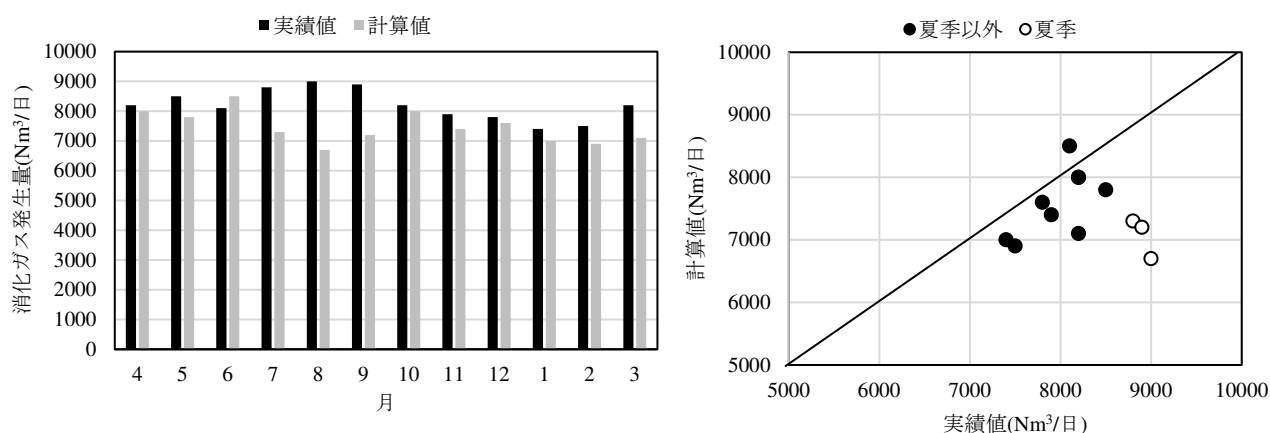


図 2-18 消化ガス発生量の計算結果

以上の二つの実処理場での再現結果から、下水処理場機能評価システム(PES)が本研究の目的である水・物質・エネルギー循環拠点化の施策に対して、処理水質や使用電力量を十分再現でき、評価に適用可能と判断した。ただし、第4章のオープンデータを利用した評価では、施策の検討に先立ち、処理水質・使用電力量の再現性を確認する。

(5) オゾン処理のモデル化

今回の研究で利用するオゾン処理機能に関連し以下のようにモデル化した。

嫌気性消化の前処理としてのオゾン処理による可溶化を「オゾン注入率と固形性有機物可溶化率」の関数として数式化する。可溶化による嫌気性消化での消化ガス発生量の増加を、可溶化による溶解性BODの増加として表現する。消化ガス発生率やメタン含有率といったパラメータは通常と同じとした。

オゾン処理による効果として、投入汚泥あたりのガス発生量がオゾン消費量 $0.04\text{gO}_3/\text{gVS}$ の条件で、 $0.61\text{m}^3/\text{kgVS}$ となり、オゾン処理無の $0.50\text{m}^3/\text{kgVS}$ の1.22倍の増加となった。この増加は消化率の向上(57→71%で、1.24倍)に対応していたとの報告例⁵⁴⁾があり、この数値を参考に可溶化パラメータを決定した。

また、使用電力量は以下の2-10式で計算した。

使用電力量(kWh/日): $y = \text{オゾン注入率} \times \text{投入汚泥VS} \times \text{オゾン発生効率} \cdots (2-10)$

オゾン発生効率は $10\text{kWh}/\text{kgO}_3$ とした。

1) M市C処理場でのシミュレーション結果

下水処理場機能評価システム(PES)に「オゾン処理機能」を追加開発したものを利用し、M市C処理場を対象に以下のシナリオ解析を実施した。

なお、嫌気性消化への投入汚泥については重力濃縮汚泥(初沈汚泥)と機械濃縮汚泥(余剰汚泥)を分け、それぞれに対してオゾン処理するものとした。

a) 電力自給率のシミュレーション結果

嫌気性消化の前処理として、オゾン処理による可溶化を採用した場合のオゾン注入率と消化ガス発生量の増加を使用電力量と併せて評価する。

計算条件；オゾン注入率 0, 10, 20, 30, 40, 50 mgO_3/gSS

評価項目；消化ガス発生量・発電量・使用電力量・維持管理費

オゾン注入による消化ガス発生量の増加を図 2-19 に示す。今回は初沈汚泥固形物量が $14.3\text{t}/\text{日}$ と余剰汚泥固形物量の $7.1\text{t}/\text{日}$ よりも 2 倍以上であったので初沈汚泥のほうが増加割合も大きかった。余剰汚泥固形物量が少ない理由として、省エネのための低 MLSS 運転が考えられる。

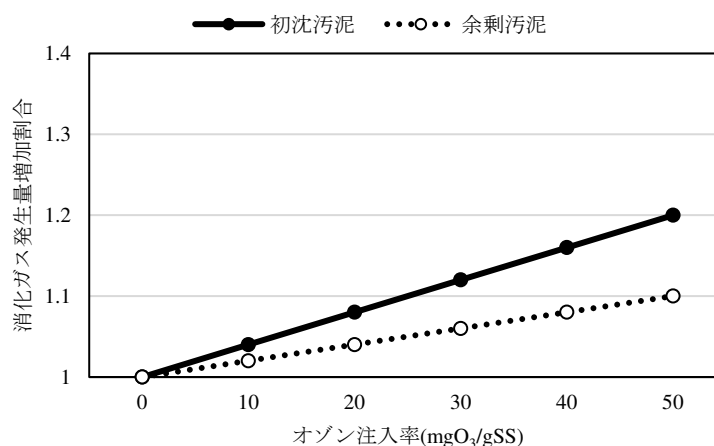


図 2-19 オゾン処理による消化ガス発生量の増加

消化ガス発生量について、初沈汚泥可溶化ではオゾン注入率 $50\text{mgO}_3/\text{gSS}$ の条件で、消化ガス発生量は $9,620\text{Nm}^3/\text{日}$ と 1.2 倍の増加となっていた。余剰汚泥可溶化ではオゾン注入率 $50\text{mgO}_3/\text{gSS}$ の条件で、消化ガス発生量は $8,660\text{Nm}^3/\text{日}$ と 1.1 倍の増加に留まっていた。

多くなった消化ガス発生量を活用した消化ガス発電の結果を使用電力量、発電量と電力自給率について図 2-20 に示す。消化ガス発電には燃料電池を利用した。

電力自給率が 20%程度であったモデル処理場計算とは大きく傾向が異なっていた⁵⁰⁾。オゾン注入率の増加により消化ガス発生が増加し発電量も増加するが、オゾン電力量も増加するために使用電力量の増加が上回り、電力自給率はむしろ低下するという計算結果となった。特に、消化ガス発生量が最も増加する混合汚泥可溶化ではオゾン注入率 $50\text{mgO}_3/\text{gSS}$ の条件で、発電量は $22,710\text{kWh}/\text{日}$ まで増加するものの使用電力量も $35,360\text{kWh}/\text{日}$ (うち、オゾン電力量は $10,610\text{kWh}/\text{日}$) まで増加し、電力自給率は 64.2%と可溶化無の 72.1%より 7.9 ポイント低下していた。初沈汚泥可溶化・余剰汚泥可溶化でも同

様の計算結果となり、オゾン注入率 50 mgO₃/gSS の条件で、電力自給率はそれぞれ 67.2%・67.9%へと低下していた。

それでも 60%以上の電力自給率となっており、日本ではトップクラスである。

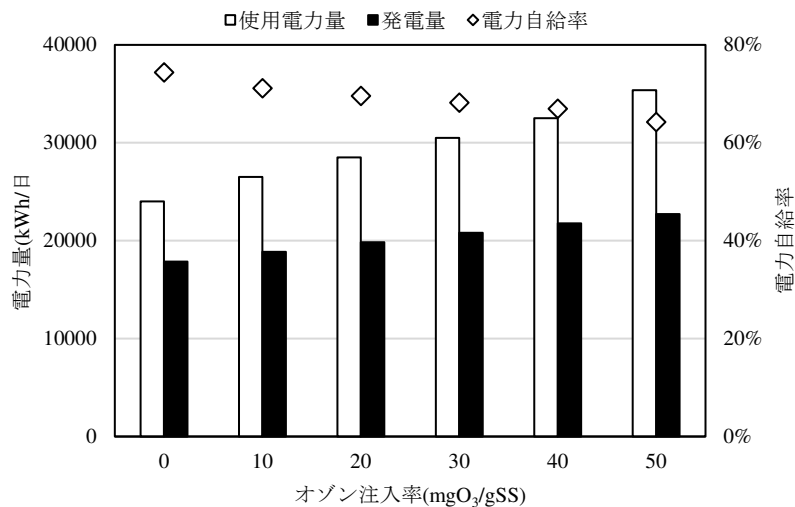


図 2-20 電力量と電力自給率

維持管理費(電力費・薬品費・汚泥処分費: 脱水汚泥)についての試算結果を図 2-21 に示す。これもまたモデル処理場での計算結果とは逆となり、オゾン注入率を増加させると維持管理費は低減されるとの計算結果となった。混合汚泥可溶化ではオゾン注入率 50 mgO₃/gSS の条件でオゾン処理による電力費の増加はあるものの、汚泥処理処分に関する費用(薬品費・汚泥処分費)は 326,450 円/日と約 31%低減となり、結果的には 680,050 円/日と約 6%の減少となっていた。

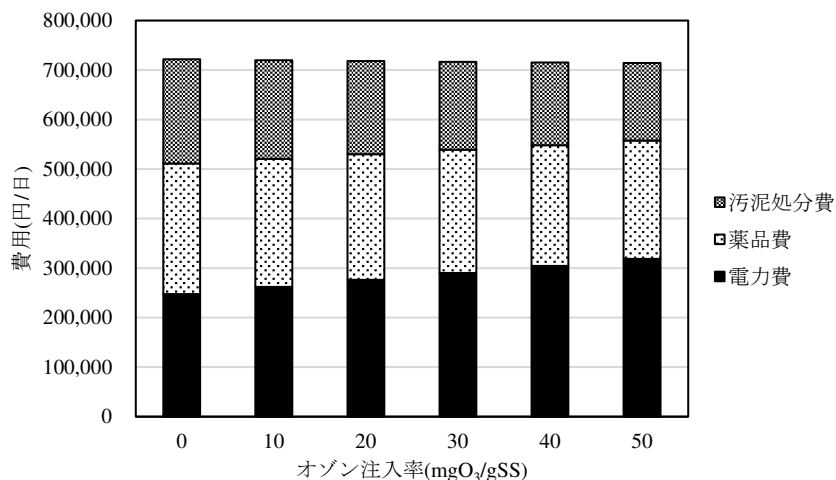


図 2-21 維持管理費

維持管理費が正味でマイナスとなった要因として、モデル処理場での焼却灰としての処分(処分費 8,000 円/t)に対して、脱水汚泥での処分(処分費 16,000 円/t)としたために、可溶化による処理処分すべき汚泥量が削減された効果と考察している。同様に脱水機の薬品使用量も減少し、薬品費も低減していた。ただし、脱水機への供給汚泥濃度が低下するために同じ薬注率では脱水汚泥の含水率が若干上昇するので注意が必要である。

現状では嫌気性消化の前処理としてオゾンによる可溶化を導入しても電力自立は困難である。そこで、発電した電力を再生可能エネルギーの固定価格買取制度⁴⁸⁾を活用して売電するシナリオ(39 円/kWh)を検討し、計算結果を図 2-23 に示す。オゾン可溶化により維持管理費が低減する効果と発電量が増加し売電収入が増加する効果で、オゾン注入率 10 mgO₃/gSS の条件でも売電収入が維持管理費を上回り、23,630 円/日のプラスとなっていた。オゾン注入率 50 mgO₃/gSS の条件では売電収入は約 90 万円/日と維持管理費約 70 万円/日の約 1.3 倍となり、約 20 万円/日の実収入となると計算された。初沈汚泥可溶化・余剰汚泥可溶化でも同様の計算結果となり、オゾン注入率 50 mgO₃/gSS の条件ではそれぞれ約 12 万円・約 7 万円の実収入と計算された。

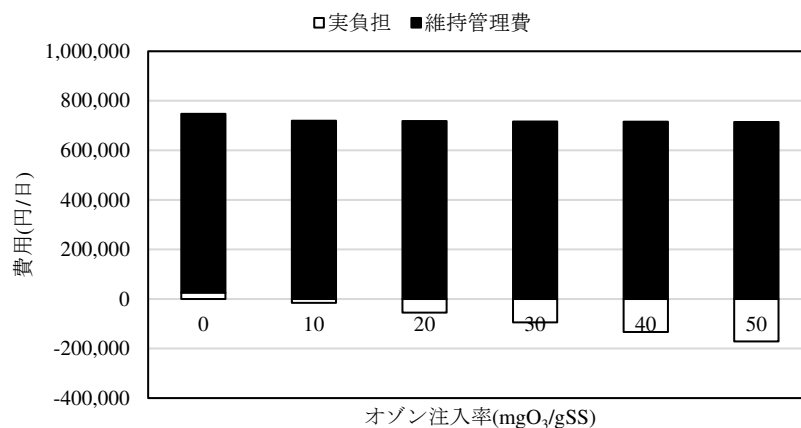


図 2-22 FIT を適用した場合の費用

b) リン回収のシミュレーション結果

汚泥可溶化として消化槽投入汚泥を対象にオゾン処理を導入した場合のオゾン注入率とリン回収量を使用電力量と併せて評価した。ここでは、水処理工程でリンを積極的に汚泥に移行している擬似 AO 法を評価した。

計算条件；オゾン注入率 0, 10, 20, 30, 40, 50 mgO₃/gSS

評価項目；リン回収量・使用電力量

消化ガス発生量の最も多かった、混合汚泥を可溶化するケースについて、消化槽脱離液・脱水ろ液を対象に、MAP 法で回収するものとした。

オゾン注入率とリン回収量について試算結果を整理して図 2-23 に示す。汚泥可溶化の促進によりリン回収量も増加し、オゾン注入率 50 mgO₃/gSS の条件で流入リン負荷量 580kg/日の 86%に相当する 499kg/日の回収となった。リン回収設備の使用電力量は水量のみで計算するために使用電力量はほぼ同じであったので、使用電力量の増加分は主にオゾン使用電力量によるものであった。なお、今回の計算では、擬似 AO 法により流入水中のリンは大部分が汚泥に移行し、嫌気性消化槽で PO₄-P となり返流水として水処理工程に戻っていた。処理水質への影響も考えられ、可溶化を導入する場合にはリン回収が有効である。

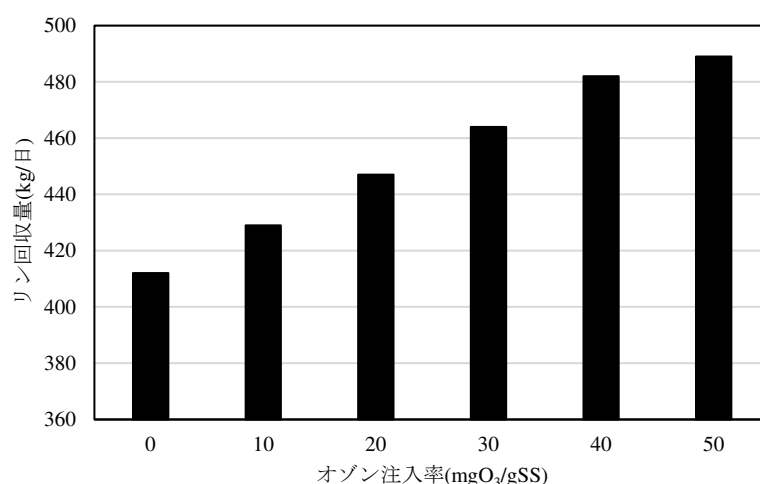


図 2-23 オゾン注入率とリン回収量

2.2.2 温室効果ガス排出量の計算方法

平成 22 年 3 月に、2020 年までに温室効果ガス(GHG)の 1990 年比 25%削減を目標とする『地球温暖化対策基本法案』が閣議決定され、地球温暖化対策は重要な課題となっている。わが国全体の GHG 排出量の約 0.5% (2004 年度) を占めるといわれる下水道分野もその例外ではない。

「資源のみの実現に向けて報告書(案)」によると、下水道からの GHG 排出量は普及率の上昇とともに増加しているが、その増加率は処理水量の増加を上回っている。下水道からの GHG 排出量の内訳(2004 年度)を図 2-24 に示すが、処理場の電力消費 CO₂ が最も多く約 50%を占めており、ついで下水道特有の排出である汚泥焼却 N₂O が約 24%を占めている。しかも汚泥焼却 N₂O の 1990 年からの伸びは、GHG 全体よりも 2 倍程度大きい。

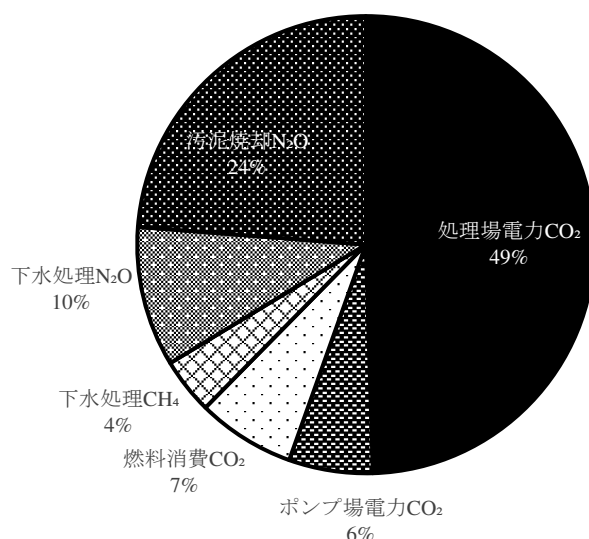


図2-24 日本の下水道からのGHG排出量

平成 21 年 3 月にまとめられた「下水道における地球温暖化防止対策推進計画策定の手引き¹⁰¹⁾」では計画策定の目的として『下水道事業は多くのエネルギーを使用し、水処理及び汚泥処理、最終処分(有効利用)の過程から多くの温室効果ガスを排出しており、下水道からの GHG 排出量を抑制することにより、地域の GHG の実質的な抑制に寄与できる。』とされている。ただし、高度処理の実施や合流改善対策による公共用水域の水質保全や浸水対策、普及の促進といった下水道の本質的な役割のうえに成り立つと指摘されている。

下水道からの GHG 排出量削減の評価に関する研究としては下水道統計データを利用した GHG 排出量の詳細把握に関する研究^{102)・103)}やシミュレーションを活用した各種処理方式の評価に関する研究^{104)・105)}がある。しかし、GHG 排出量を下水処理場の機能である窒素やリン除去といった環境負荷削減と組合せて総合評価した研究はなかった。

PES の機能拡張として、「下水道における地球温暖化防止対策推進計画策定の手引き」に準拠して GHG 排出量を計算する機能を追加した。主要排出源として電力・燃料といったエネルギー由来の CO₂、水処理工程からの CH₄・N₂O、汚泥焼却からの N₂O、汚泥埋立からの CH₄を対象として計算した。高度処理法の検討には凝集剤も対象とし、汚泥処理工程の検討には機械濃縮や脱水の高分子凝集剤も薬品使用 CO₂として計算した。

下水処理場からの温室効果ガス発生量に関しては、水処理や汚泥焼却からの排出量を直接計測した事例もある^{106)・107)}が、今回は活動量と排出係数から計算することとした。使用した温室効果ガスの係数一覧を表 2-11 にまとめた。排出係数については IPCC から提案されている¹⁰⁸⁾が、水処理工程からの N₂O 排出係数が細かく設定されている「下水道における地球温暖化対策マニュアル¹⁰⁹⁾」の係数を使用した。なお、対策マニュアルの N₂O 計算値は低めになるとの指摘¹¹⁰⁾もあり、外国の下水処理場と排出量を比較する際には留意が必要である。また、電力の換算値については全国の処理場を共通に評価するために当該年度の代替値を使用した¹¹¹⁾。

GHG 排出量の計算手順としては流入水質から処理水質を計算したうえで、その処理に必要な電力量・燃料から CO₂を算出した。下水処理からの排出については返流量も考慮して温暖化係数を使用して CO₂換算で算出し、汚泥焼却・埋立は計算された汚泥量と含水率から同様に CO₂換算で算出した。

表 2-11 温室効果ガスの係数一覧

項目	単位	係数	備考
電力	kgCO ₂ /kWh	0.587	電気事業者別排出係数(平成29年用)
A重油	kgCO ₂ /L	2.71	
灯油	kgCO ₂ /L	2.49	
都市ガス	kgCO ₂ /Nm ³	2.23	
次亜塩	kgCO ₂ /kg	0.32	
高分子凝集剤	kgCO ₂ /kg	6.5	
PAC	kgCO ₂ /kg	0.41	
下水処理CH ₄	kgCH ₄ /m ³	0.00088	
下水処理N ₂ O	kgN ₂ O/m ³	0.000142	標準活性汚泥法
	kgN ₂ O/m ³	0.0000292	嫌気好気活性汚泥法
	kgN ₂ O/m ³	0.0000117	循環式硝化脱窒法
	kgN ₂ O/m ³	0.0000117	嫌気無酸素好気法
汚泥焼却N ₂ O	kgN ₂ O/kgwet	0.00151	高分子・流動炉(通常)約800℃
	kgN ₂ O/kgwet	0.000645	高分子・流動炉(高温)約850℃
温暖化係数CH ₄	kgCO ₂ /kgCH ₄	25	
温暖化係数N ₂ O	kgCO ₂ /kgN ₂ O	298	

(1)下水処理場からの GHG 排出量

計算方法の妥当性を確認するために平成 18 年度下水道統計を利用し、全国の下水処理場からの GHG 排出量を計算した。計算結果を手引きの数値とともに図 2-25 に示す。電力消費 CO₂ 約 48%や汚泥焼却 N₂O 約 20%、汚泥埋立 CH₄ 約 16%と、今回の計算結果は手引きの割合とほぼ一致していた。全国約 2000 箇所の下水処理場からの総 GHG 排出量は約 800 万 t と計算され、総下水処理量(約 1700 万 m³)から計算した GHG 原単位は 0.57kgCO₂/m³であった。

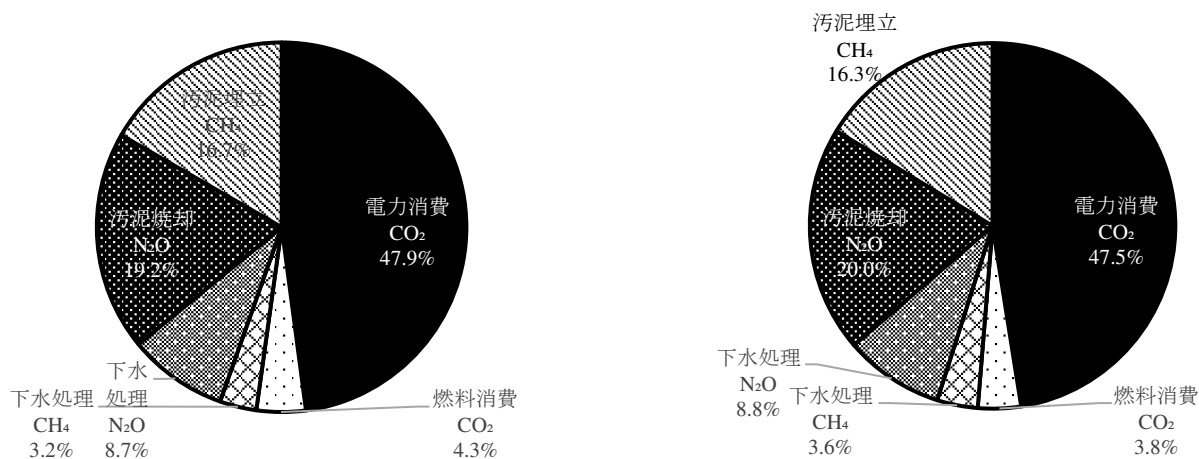


図 2-25 GHG 排出量の計算結果(左: 手引きの数値、右: 本研究での計算値)

下水処理場からの GHG 排出量削減を検討するにあたり、現状把握として処理量 1 万 m³/日以上の中大規模処理場を対象に GHG 原単位の分布を調べたところ、0.3~0.5 kg CO₂/m³に分布し、中央値は 0.45 kg CO₂/m³であった。1 万 m³/日以上の中大規模処理場からの GHG 総排出量は約 650 万 t であり、全体の 8 割以上(処理場数は約 500 箇所と 25%にすぎないが、下水処理量は 1300 万 m³と 9 割以上)を占めており、中大規模にターゲットを絞った対策が有効であり、その際の目標値として 0.45kg CO₂/m³が利用できると示唆された。なお、処理場数は約 500 箇所と 25%にすぎないが、下水処理量は 1300 万 m³と 9 割以上を占めていた。GHG 原単位の中央値が 0.45 CO₂ kg/m³と全国の下水処理場の平均値 0.57kgCO₂/m³より小さいのは残りの小規模処理場の GHG 原単位が大きいためと考察している。ただし GHG 排出量に対する寄与率は 2 割以下にすぎない。

日本全国の下水处理場からの GHG 排出量総量を削減するには中大規模処理場を対象に、中央値が小さくなるように対策すればよいが(例えば 25%削減のためには GHG 原単位を $0.34\text{kg CO}_2/\text{m}^3$ とする)、個別の処理場では水処理方式(高度処理導入の有無)や汚泥処理方式(消化や焼却の有無)により事情が異なることが想定される。そこでモデル処理場に近い規模の下水处理量 5 万 $\text{m}^3/\text{日}$ クラスの処理場を抽出し、GHG 原単位を計算し、結果を表 2-12 に示す。

処理方式が標準法の場合でも嫌気性消化を導入することにより脱水ケーキ埋立量が減少するために GHG 原単位は減少する傾向にあった。汚泥焼却を導入することにより、 800°C の通常焼却では焼却 N_2O により GHG 原単位は増加するが、 850°C 以上の高温焼却とすることにより GHG 原単位は大幅に減少し、全国の中央値に近い値となっていた。一方、水処理を高度処理化(多段法や A_2O 法)することにより GHG 原単位は大幅に増加する傾向にあった。ただし、汚泥焼却の通常焼却の影響も考えられ、限定はできない。

表 2-12 GHG 原単位の計算例

処理場名			A	B	C	D	D	F	G	H
下水処理量		$\text{m}^3/\text{日}$	48,000	47,000	51,000	42,000	41,000	52,000	48,000	51,000
水処理方式			標準法	標準法	標準法	標準法	標準法	標準法	多段法	A_2O 法
汚泥処理方式	消化			○				○	○	
	焼却				○	○	○	○	○	○
電力	水処理	$\text{kWh}/\text{日}$	20,951	11,211	14,079	13,671	12,112	21,351	36,167	23,841
	汚泥処理	$\text{kWh}/\text{日}$	2,197	3,847	11,411	5,805	7,030	2,041	7,164	9,652
燃料	A重油	$\text{L}/\text{日}$	46	68	1,071	423	258	1,955	941	556
焼却	燃焼温度		-	-	通常	高温	高温	通常	通常	通常
	汚泥量	$\text{t}/\text{日}$	-	-	41	22	32	37	19	40
脱水ケーキ	埋立量	$\text{t}/\text{日}$	33	18	-	-	-	-	-	-
	含水率	%	70.7	79.7	-	-	-	-	-	-
GHG原単位		kgCO_2/m^3	0.62	0.37	0.79	0.45	0.49	0.75	0.79	0.82

(2) 下水処理場からの GHG 排出量モデル計算

5 万 $\text{m}^3/\text{日}$ クラスの処理場においても水処理方式や汚泥処理方式により GHG 排出量には大きな違いがみられたので、水処理 5 方式に対する GHG 排出量を汚泥処理方式から比較した。

1) 脱水ケーキ埋立のケース

日本の下水処理場で最も多く採用されている脱水ケーキ埋立(分離濃縮—脱水)について処理水質と GHG 排出量を計算した。

処理水質(BOD・T-N・T-P)の計算結果を図 2-26 に示す。なお、表示していない SS は MLSS が $1500\text{mg}/\text{L}$ で一定となるように設定したので処理方式にかかわらず $15\text{mg}/\text{L}$ でほぼ一定であった。

BOD は循環法と同時凝集法で好気タンクの滞留時間が短くなるため $5.5\text{mg}/\text{L}$ と若干高かったが、すべて $10\text{mg}/\text{L}$ 以下の良好な処理となっていた。循環法・多段法・ A_2O 法・同時凝集法といった窒素除去法では T-N $12\text{mg}/\text{L}$ 以下を達成し、 A_2O 法・AO 法・同時凝集法といったリン除去法では T-P $0.4\text{mg}/\text{L}$ 以下を達成していた。

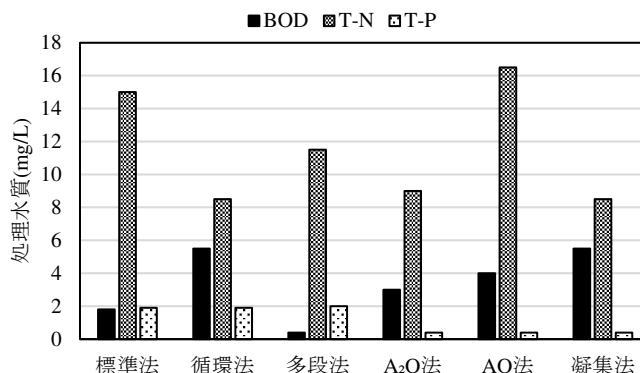


図 2-26 放流水水質(脱水のケース)

このときの GHG 排出量を図 2-26 に示す。標準法では半分以上を占める汚泥埋立 CH₄ による影響で 26,330kg/日、GHG 原単位 0.55kgCO₂/m³ と最大であった。窒素除去法では脱窒の炭素源として BOD が無酸素タンクで消費されるため余剰汚泥発生量が減少し、多段法では汚泥埋立 CH₄ が 4 割程度まで減少する。好気タンクでの硝化に伴う曝気量の増加による電力消費 CO₂ の増加にもかかわらず、GHG 排出量は 23,990kg/日、GHG 原単位 0.50 kgCO₂/m³ と標準法よりも 1 割近く少なくなっていた。生物学的脱リン法である AO 法では嫌気タンクで有機物が消費されるため好気タンクでの曝気量が減少し、GHG 排出量が 25,210 kg/日、GHG 原単位 0.53 kgCO₂/m³ と若干減少していた。

以上のことから、高度処理化することにより GHG 排出量はむしろ減少することが示唆された。

2) 嫌気性消化追加のケース

汚泥埋立からの CH₄ による GHG 排出量が多いことが明らかとなったので、埋立処分量を削減するために嫌気性消化を導入するケース(分離濃縮—消化—脱水)の GHG 排出量を計算した。

嫌気性消化の導入により、脱離液による水処理への戻り負荷の影響が懸念される。処理水質(BOD・T-N・T-P)の計算結果では、戻り負荷の影響で T-N・T-P には 1 割程度の悪化がみられ、T-N では循環法のみ 9.5mg/L(消化無では 8.6mg/L)と、かろうじて 10mg/L 以下を維持できていた。

このときの GHG 排出量を図 2-27 に示す。嫌気性消化工程の導入により、標準法では嫌気性消化設備の追加に伴い電力消費 CO₂ は 7% 増加する。しかしながら、処分する汚泥量が減少するので汚泥埋立 CH₄ が 19% 減少し、GHG 排出量は 24,230 kg/日、GHG 原単位 0.50 kg CO₂/m³ と結果的には 8% の削減となっていた。

窒素除去法では戻り負荷中の NH₄-N の硝化のため電力消費量の増加の影響があるため、GHG 排出量の削減は 7% に留まっていた。

いずれの処理法でも嫌気性消化工程を導入することにより処分汚泥量が減少し、GHG 排出量が 1 割近く削減されることがわかった。

3) 汚泥焼却追加のケース

汚泥埋立からの CH₄ による GHG 排出量をさらに削減するために、汚泥焼却を導入するケース(分離濃縮—脱水—焼却)を検討した。通常焼却では汚泥焼却 N₂O により GHG 排出量はむしろ 2 割以上増加したため、燃料消費は増えるものの汚泥焼却 N₂O を大幅に抑制できる高温焼却を対象とした。

汚泥焼却による水処理への戻り負荷は無いので、処理水質は脱水ケーキ埋立と同じレベルであった。汚泥焼却工程の導入により、標準法では汚泥焼却設備の追加により電力消費 CO₂ は 3 割程度増加し、燃料消費による CO₂ も追加となる。汚泥埋立 CH₄(13,880kg/日)が汚泥焼却 N₂O(7,240kg/日)へと削減される効果が大きく、GHG 排出量は 22,570kg/日、GHG 原単位 0.47 kg CO₂/m³ と結果的には 14% の大幅な削減となっていた。循環法のように汚泥埋立 CH₄ の寄与が 5 割以下と小さかった場合は削減効果が少なく、12% に留まっていた。

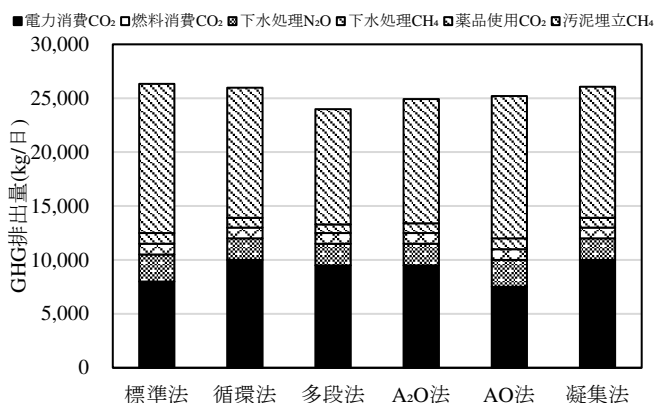


図 2-26 GHG 排出量(脱水のケース)

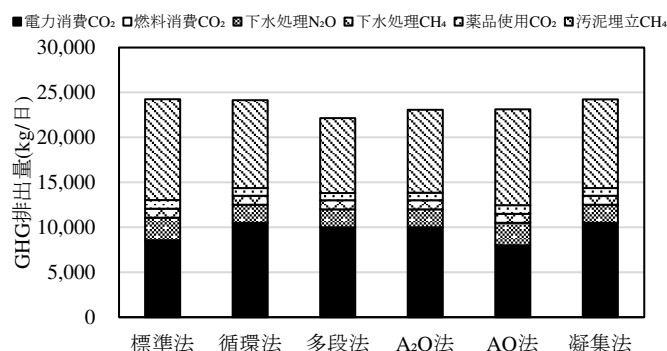


図 2-27 GHG 排出量(消化のケース)

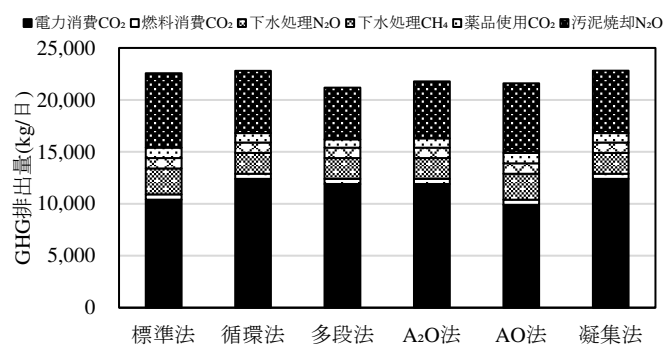


図 2-28 GHG 排出量(焼却のケース)

いずれの処理法でも汚泥焼却工程(高温焼却)を導入することにより 1 割強の GHG 排出量が削減されていた。

4) 消化と焼却を同時追加のケース

最大の GHG 削減効果を期待して消化と焼却を同時に追加したケース(分離濃縮—消化—脱水—焼却)を検討した。

GHG 排出量の計算結果を GHG 原単位とともに、ケース 1~4 をまとめて表 2-13 に示す。この時の処理水質は嫌気性消化を導入した場合と同様に T-N・T-P が若干悪化していた。消化と焼却を同時に追加した場合には、ケース 3(脱水—焼却)に比べて嫌気性消化により焼却する汚泥量が減少する。そのため汚泥焼却 N₂O が減少するものの、嫌気性消化設備分の電力消費 CO₂ の増加と相殺してしまい、ほとんど削減にはつながらなかった。

表 2-13 GHG 排出量と GHG 原単位

汚泥処理工程		標準法	循環法	多段法	A ₂ O法	AO法	凝集法
脱水	排出量(kg/日)	26,330	25,980	23,990	24,920	25,210	26,070
	原単位(kgCO ₂ /m ³)	0.55	0.54	0.50	0.52	0.53	0.54
消化-脱水	排出量(kg/日)	24,230	24,130	22,130	23,060	23,110	24,210
	原単位(kgCO ₂ /m ³)	0.50	0.50	0.46	0.48	0.48	0.50
脱水-焼却	排出量(kg/日)	22,570	22,790	21,180	21,780	21,590	22,810
	原単位(kgCO ₂ /m ³)	0.47	0.47	0.44	0.45	0.45	0.48
消化-脱水-焼却	排出量(kg/日)	22,460	22,73	21,100	21,680	21,290	22,740
	原単位(kgCO ₂ /m ³)	0.47	0.47	0.44	0.45	0.44	0.47

ただし、嫌気性消化設備を導入した場合には消化ガスによる発電も可能となるので、発電による GHG 削減も含めた効果を検討した。

標準法の結果を図 2-29 に示す。発電による GHG 削減効果はグラフ下部にマイナス表示した。消化と焼却を同時に追加した場合には発電による削減が 900kg/日期待でき、実質的な GHG 排出量は 21,560 kg/日、GHG 原単位 0.45 kg CO₂/m³ と計算され、ケース 3(脱水—焼却)よりも 5%削減となっており、ケース 1 に対しては 18%の削減であった。

いずれの処理法でも嫌気性消化—脱水—高温焼却と消化ガス発電を導入することにより 2 割近くの GHG 排出量削減が期待された。

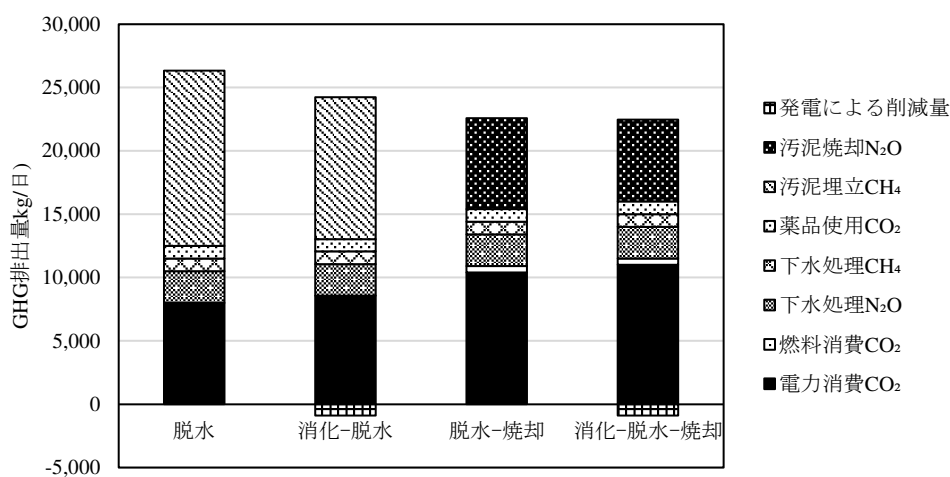


図 2-29 GHG 排出量の変化 (標準法)

(3) 下水処理場からの GHG 排出量の特徴

GHG 低減策を検討するにあたり、現状を把握すべく基準年の5年後である平成29年度のGHG排出量を推計した。データは平成29年度下水道統計を用い、以下の方法で計算した。

①処理場電力・ポンプ場電力: 処理場施設・ポンプ場施設の使用エネルギーの電力使用量に対し、電力の換算値として全国の処理場を共通に評価するために代替値を使用してGHG排出量を計算する。

②燃料: 同じく処理場施設・ポンプ場施設の使用エネルギーの燃料使用量(A 重油・灯油・都市ガス等)に燃料ごとの排出係数をかけてGHG排出量を計算する。

③下水処理 CH₄: 活性汚泥法等(現有施設)の年間処理水量に排出係数をかけ、さらに CH₄ の温暖化係数をかけてCO₂とし、GHG排出量を計算する。

④下水処理 N₂O: 水処理施設(現有施設)の処理方式毎の年間処理水量に排出係数をかけ、さらに N₂O の温暖化係数をかけてCO₂とし、GHG排出量を計算する。

⑤汚泥焼却 N₂O: 汚泥焼却設備の投入汚泥量に焼却炉型式・凝集剤・焼却温度を考慮した排出係数をかけ、さらに N₂O の温暖化係数をかけてCO₂とし、GHG排出量を計算する。

排出係数は「下水道における地球温暖化対策マニュアル」の数値を使用した。

計算結果の妥当性を確認するために、基準年の平成24年度の計算結果と併せて図2-30に示す。平成24年度はGHG排出量が626万t-CO₂と計算され、報告されている約627万t-CO₂とほぼ一致し、処理場電力が55%を占め(報告では56%)最も多いなど、内訳も傾向が一致しており計算方法は妥当と判断した。

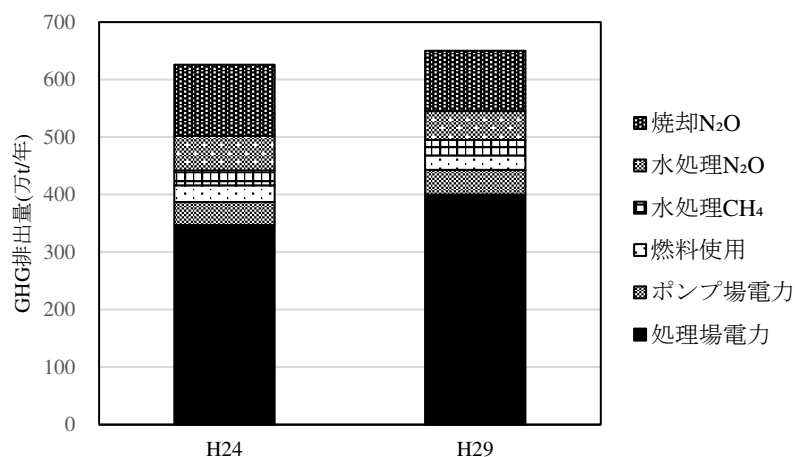


図 2-30 GHG 排出量の計算結果 (H24 年度・H29 年度)

平成29年度のGHG排出量は650万t-CO₂と計算され、平成27年度よりもさらに増加していると推定された。日本全体のGHG排出量は平成25年度に14億1,000万t-CO₂とピークであったが、その後順調に減少し、令和元年度では12億1,300万t-CO₂とピーク値に比べ14%低減となっている。

GHG排出量で最も多い使用電力量について10年間の変化を電力原単位と併せて図2-31に示す。使用電力量は平成25年度までは低下傾向にあったが、その後は上昇に転じていた。下水道普及率の伸びに伴い、下水処理量も増加するが電力原単位は微減傾向であった。しかし、平成27年度の0.46kWh/m³から増加傾向となっている。なお、日本全体では使用電力量は減少傾向であり、これが国全体のGHG排出量低減に貢献していると考察している。

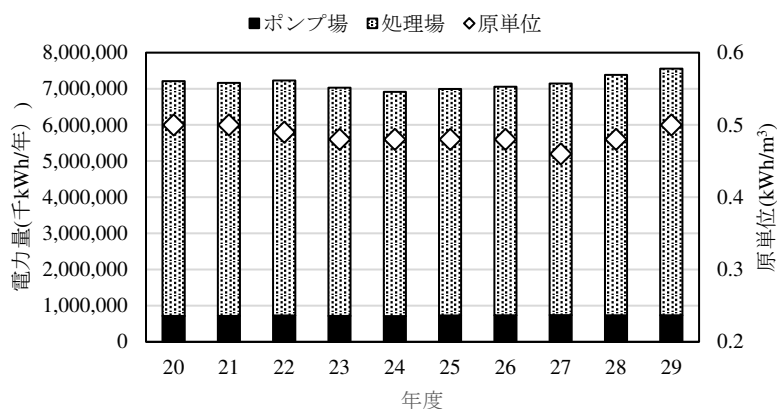


図 2-31 下水道における使用電力量の変化

下水処理施設での使用電力量増加の要因の一つとして、特に窒素を生物学的に除去する高度処理の普及が考えられる。そこで、年間処理水量を処理程度(一次・二次・高度)に分けて、高度処理率と併せて図 2-32 に示す。この 10 年では高度処理量は 24%増加し処理量全体の 5%を大きく上回っていたが、平成 24 年度比では 4%の増加に留まっている。

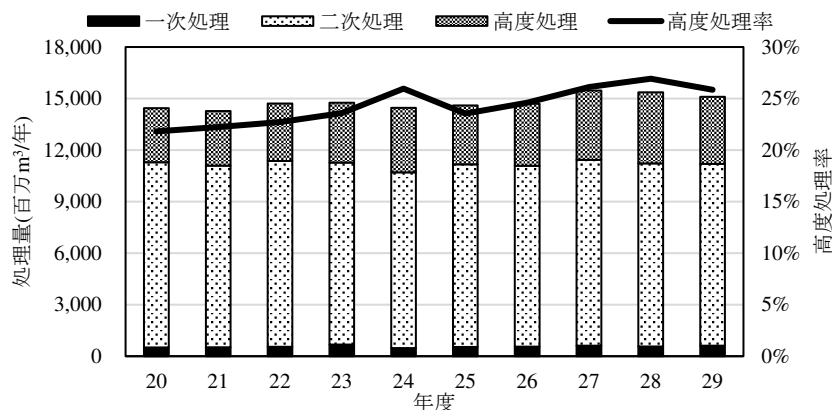


図 2-32 下水処理量の変化

もう一つの要因として汚泥焼却量の増加も考えられる。平成 29 年度には施設数 242、焼却汚泥量 480 万 t と平成 24 年度の施設数 239、焼却汚泥量 478 万 t と比べ微増となっている。一方で焼却温度の変化に関しては、GHG 削減対策(N₂O 生成抑制)として高温焼却への移行が進み、図 2-33 示すように平成 29 年度には 55%にあたる 134 施設高温焼却が採用され、焼却汚泥量では 65%を占めるまで普及している。排出係数が半分以下であるので結果として図 2-30 の汚泥焼却 N₂O は平成 24 年度の 124 万 t-CO₂ から平成 29 年度には 105 万 t-CO₂ と 15%削減されたと考察している。

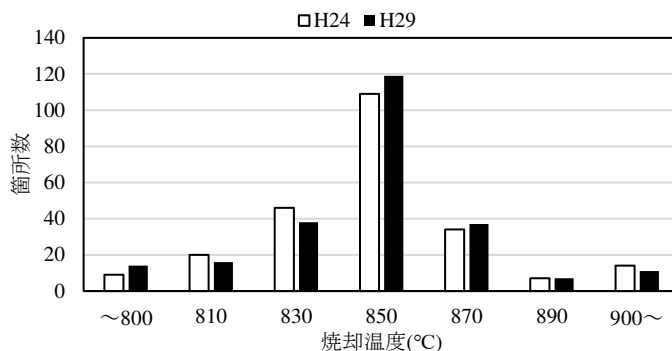


図 2-33 焼却温度の分布(H24 年度・H29 年度)

各下水処理施設での GHG 排出低減策の検討にあたり特徴的なパターンの抽出を試みた。日本には 2,000 箇所以上の下水処理場が存在するが、処理能力の大きい 85 箇所で全国の約半分の処理能力があると指摘されている¹¹²⁾。低減策の検討にも処理能力の大きい(GHG 排出量も多いと想定される)下水処理場にターゲットをあてた対策が有効と考え、処理能力の大きい 100 箇所を抽出した。政令都市や流域下水道の処理場が多く選ばれ、ほぼ全国に分布していた。

全国下水処理場に対する 100 箇所が占める割合を詳細項目も含めて図 2-34 に示す。処理量は 52%と半分を占め、GHG 排出量合計も同じく 51%を占めていた。汚泥集約処理施設も含めたため焼却 N₂O は 69%と高くなっており、逆に高度処理の採用により下水処理 N₂O は 45%と低くなっていた。

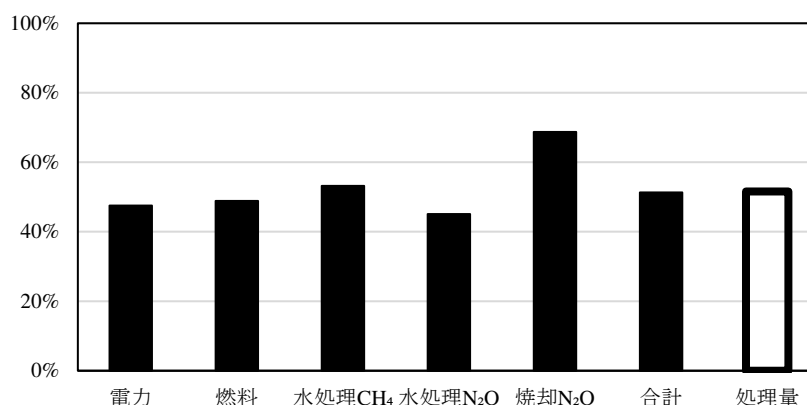


図 2-34 抽出した処理場が占める割合

使用電力量の増加から GHG 排出量増加につながると想定される高度処理(生物学的硝化脱窒法)と污泥焼却の採用の有無により 4 つのパターンに分け、GHG 排出量の計算結果を図 2-35 に示す。図中には GHG 原単位 $0.2\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と $0.4\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ の線も記入した。ここでは、理解しやすい一日あたりの数値を記載し、グラフを見やすくするために下水処理量 $50\text{万 m}^3/\text{日}$ 以下に限定したため 6 箇所が非表示である。なお、高度処理は処理場内で処理水量が最も多い方式が高度処理法であるケースで、全量が高度処理されていない場合もある。焼却が採用されている下水処理場の GHG 原単位が $0.4\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と高めとなり、逆に高度処理の採用は必ずしも GHG 原単位増加にはつながらないことが示唆された。

4 つのパターンごとの GHG 原単位の分布(平均・最大・最小)を、採用されている箇所数とともに図 2-36 に示す。高度処理も污泥焼却も採用されていない通常処理が 48 箇所と最も多く、平均値は $0.26\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と最も低くなっていたが、最大 $0.62\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ ・最小 $0.14\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と分布幅は広がった。高度処理の採用数は 16 箇所と少ないが、平均値は $0.26\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と低く、特に分布幅が最大 $0.35\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ ・最小 $0.15\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と最も狭かった。污泥焼却を採用したケースでは污泥焼却 N_2O が加わるために GHG 原単位は高くなっていた。污泥焼却の箇所数は 26 箇所と二番目に多く、平均値は $0.45\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と通常処理よりも 7 割ほど高くなっていた。同様に、最大 $0.71\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ ・最小 $0.22\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ であり、幅は $0.50\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と最も広がった。污泥焼却と高度処理(高度+焼却)は 10 箇所と採用数は最も少ないが、平均値 $0.44\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と高度処理による影響は見られず、分布幅も狭かった。

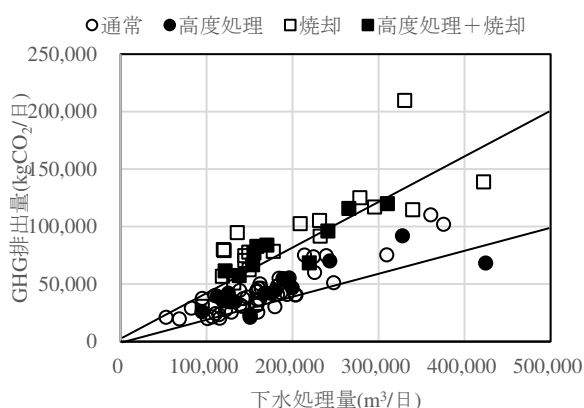


図 2-35 GHG 原単位の分布($50\text{万 m}^3/\text{日}$ 以下)

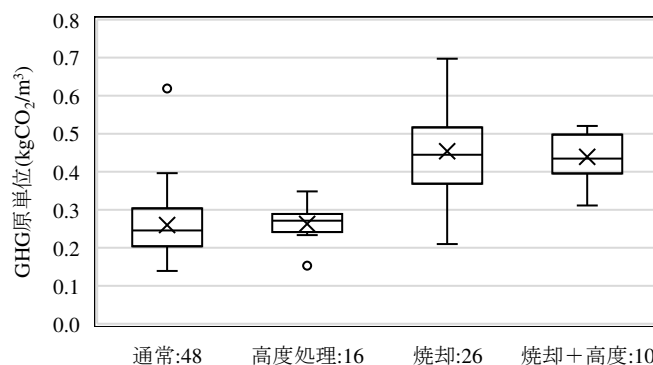


図 2-36 GHG 原単位の分布(平均・最大・最小)

GHG 排出量の内訳を確認するために 4 つのパターンで GHG 原単位が平均値に近い下水処理場を選定し、GHG 排出量内訳を図 2-37 に示す。条件を統一するために流域下水道を対象とした。通常処理では GHG 原単位は $0.26\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ であり電力消費が 8 割近くと最も多いが、下水処理 N_2O も 2 割弱を占めていた。高度処理(処理量の 9 割近くが高度処理法)では GHG 原単位は $0.26\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ であったが、嫌気無酸素好気法が採用されていて下水処理 N_2O は $0.04\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ と通常処理の $0.23\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ に比べて大幅に削減されていた。污泥焼却では GHG 原単位は $0.42\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ であり、3 割近くを占める焼却 N_2O の影響が大きかった。同様に、高度+焼却でも GHG 原単位は $0.41\text{kgCO}_2/\text{m}^3$ であり電力消費はいくぶん増加するものの下水処理 N_2O の大幅な低減が寄与していた。

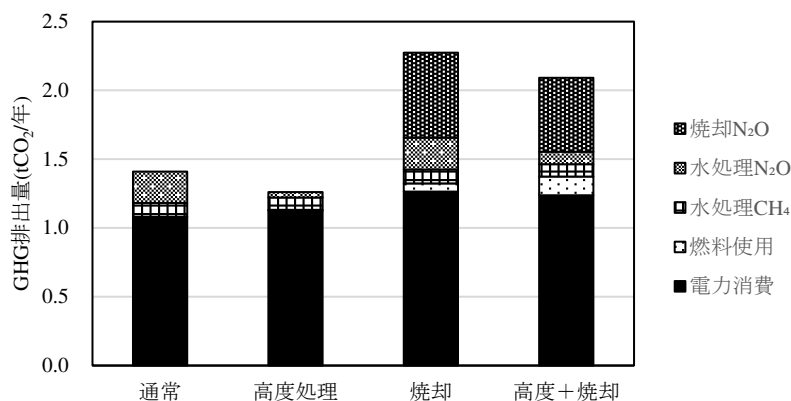


図 2-37 選定した処理場の GHG 排出量内訳

<引用・参考文献>

- 1) Monod J. L.: Research on the Growth of Bacterial Cultures, 1942.
- 2) Eckenfelder W. W. Jr. and O'Connor D. J. : Biological Waste Treatment Pergamon Press, Oxford, England, 1961.
- 3) 岩井重久訳: 廃水の生物学的処理, コロナ社, 1965.
- 4) 神山佳一: 活性汚泥による生物化学的酸化過程の研究, 第1回衛生工学研究討論会講演論文集, pp.1-14, 1964.
- 5) 合田健, 中西弘: 活性汚泥の代謝活性, 第1回衛生工学研究討論会講演論文集, pp.15-42, 1964.
- 6) 松本順一郎, 大沼正郎: 活性汚泥法の浄化機構について, 第3回衛生工学研究討論会講演論文集, pp.8-16, 1966.
- 7) 南部祥一: 活性汚泥における物質平衡, 第4回衛生工学研究討論会講演論文集, pp.38-43, 1967.
- 8) 高松武一郎, 内藤正明, 橋本伊織, 李錦榮: 活性汚泥法水処理プロセスの最適化, 第4回衛生工学研究討論会講演論文集, pp.23-29, 1967.
- 9) Hentz M., Grady C.P.L., Gujer W., Marais G.v.R., and Matsuo T.: Activated Sludge model No1 IAWPRC Scientific and Technical report, 1987.
- 10) 活性汚泥モデル研究会編: 活性汚泥モデルの実務利用に関する検討報告書, 2001.
- 11) 味埜俊(監訳): 活性汚泥モデル ASM1, ASM2, ASM2D, ASM3, 環境新聞社, 2005.
- 12) 日本下水道事業団: 活性汚泥モデルの実務利用の技術評価に関する報告書, (財)下水道業務管理センター, 2006.
- 13) 日本下水道新技術機構: 活性汚泥モデル利活用マニュアル, 2010.
- 14) Jeppsson I U., Pons M. N., Nopens I., Alex J., Copp J.B., Gernaey K.V., Rosen C., Steyer J.P., P.A. Vanrolleghem P.A. : Benchmark Simulation Model No 2—General protocol and exploratory case studies. Water Science & Technology, 56(8), 67-78, 2007. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.604>
- 15) Maktabifard M., Al-Hazmi H.E., Szulc P., Mousavizadegan M. Xu X. Zaborowska E., Li X., Makinia J.: Net-zero carbon condition in wastewater treatment plants: A systematic review of mitigation strategies and challenges. Renewable and Sustainable Energy Reviews 185, 113638, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113638>
- 16) Regmi P., Stewart H., Amerlinck Y., Arnell M., García P.J., Johnson B., Maere T., Miletic I., Miller M., Rieger L., Samstag R., Santoro D., Schraa O., Snowling S., Takács I., Torfs E., Loosdrecht M.C.M., Vanrolleghem P.A., Villez K., Volcke E.I.P., Weijers S., Paloma P., Jimenez J., Rosso D.: The future of WRRF modelling – outlook and challenges. Water Science & Technology 79(1), 23-14, 2019. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2018.498>
- 17) 寺嶋光春, 安井英斉: 活性汚泥の嫌気性消化のプロセスシミュレーション, 再生と利用, 42, 157, pp.108-113, 2018.
- 18) Lisha Guo, Peter A Vanrolleghem: Calibration and validation of an activated sludge model for greenhouse gases no. 1 (ASMG1): prediction of temperature-dependent N₂O emission dynamics. Bioprocess Biosyst Eng 37, pp.151-163, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00449-013-0978-3>
- 19) Liu Ye, Jose Porro, Ingmar Nopens: Quantification and Modelling of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Urban Water Systems. IWA Publishing, 2022. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781789060461>
- 20) Heta Kosonen, Mari Heinonen, Anna Mikola, Henri Haimi, Michela Mulas, Francesco Corona, and Riku Vahala: Nitrous Oxide Production at a Fully Covered Wastewater Treatment Plant: Results of a Long-Term Online Monitoring Campaign. Environ. Sci. Technol. 50, 5547-5554, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04466>
- 21) Giorgio Mannina, George Ekama, Donatella Caniani, Alida Cosenza, Giovanni Esposito, Riccardo Gori, Manel Garrido-Baserba, Diego Rosso, Gustaf Olsson: Greenhouse gases from wastewater treatment — A review of modelling tools. Science of The Total Environment. 551-552, pp. 254-270, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.163>.
- 22) 加藤裕之: 下水道資源の農業利用と地域振興, 水環境学会誌, 43(A)(4), p107, 2020.
- 23) 惣田訓, 池道彦: エネルギー・資源回収型の下水処理場の将来ビジョン, 環境技術, 46(5), pp.272-277, 2017.
- 24) McCarty L.P., Bae J., Kim J.: Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer Can This be Achieved? Environmental Science & Technology, 45, 7100-7106, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1021/es2014264>
- 25) 大下和徹, 高岡昌輝, 水野孝昭: 下水汚泥処理における焼却廃熱を利用した発電システムの検討, 土木学会論文集 G 68(7), III_317-III_324, 2017.
- 26) 吉村寛: B-DASH プロジェクトによる実証研究～全体最適を目指した革新的下水汚泥エネルギー転換システム～, 下水道協会誌, 53(650), pp.21-23, 2016.
- 27) 今井剛, 荒金光弘, 樋口隆哉, 関根雅彦, 村上定瞭, 竹内正美: 可溶化技術を用いた汚泥処理に関する研究展望, 廃棄物学会論文誌, 19(1), pp.1-8, 2008.
- 28) 池田聡, 神山和哉, 北條俊昌, 李玉友: 下水汚泥処理システムへのバイオガスコジェネレーションと発電排熱による熱処理の導入効果の検討, 土木学会論文集 G 73(7), III_97-III_104, 2017.
- 29) Xu J., Li Y., Wang H., Wu J., Wang X., Li F.: Exploring the feasibility of energy self-sufficient wastewater treatment plants: a case study in eastern China. Energy Procedia 142, pp.3055-3061, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.12.444>
- 30) Gua Y., Lia Y., Lia X., Luo P., Wang H., Wang X., Wu J., Li F.: Energy self-sufficient wastewater treatment plants: feasibilities and challenges. Energy Procedia 105, pp.3741-3751, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.868>
- 31) Maktabifard M., Zaborowska E., Makinia J.: Achieving energy neutrality in wastewater treatment plants through energy savings and enhancing renewable energy production. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 17, pp. 655-689, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9478-x>
- 32) 造水促進センター: 造水技術ハンドブック<追補版>, (平成 26 年 4 月).
- 33) ISO 20468-1:2018, Guidelines for performance evaluation of treatment technologies for water reuse systems.
- 34) 国土交通省下水道部, 国土技術政策総合研究所: 下水処理水の再利用水質基準等マニュアル, (平成 17 年 4 月).
- 35) 藤江幸一 [編著]: よくわかる水リサイクル技術, オーム社, 2012 年.
- 36) 大垣眞一郎 [監訳委員長]: 水再生利用学, 技報堂出版, 2010 年.
- 37) 国土交通省下水道部: 下水道におけるリン資源化の手引き, (平成22年3月).
- 38) 末久正樹, 岩淵光生: 下水汚泥資源の肥料利用拡大に向けて, 月刊下水道, Vol.46, No.12, pp.1-5, 2023.
- 39) 神田峻, 萩野隆生, 古賀大輔: 消化汚泥からのリン回収実績と地域資源循環モデルの構築-KOBEハーベスト (大

- 収獲) プロジェクト, 環境科学会誌, 34(1) pp.1-7, 2021.
- 40) 齊藤功, 芦澤謙司: MAP により脱水ろ液から効率的にリンを回収する技術, 月刊下水道, Vol.46, No.12, pp.45-49, 2023.
 - 41) 明戸剛, 天本優作, 岩川博章: 排水からのリン回収・資源化資材「リントル®」の開発, 太平洋セメント研究報告, Vol.166, pp.45-53, 2014.
 - 42) 田中亮一: 縦型密閉発酵槽による下水汚泥の肥料化技術」の概要の紹介, 月刊下水道, Vol.46 No.12, pp.32-36, 2023.
 - 43) 河野智弘, 北林誠, 加藤正士, 山村寛: 新たに開発した下水汚泥炭化プロセスで生成した超高温炭化物の性能評価, 第59回下水道研究発表会講演集, pp.910-912, 2022.
 - 44) 横山茂輝, 松澤大起, 倉澤響, 袋昭太: 炭素貯留を実現する水処理と肥料化技術の開発(その2), フジタ技術研究報告, Vol.58, pp.55-60, 2022.
 - 45) 国土交通省下水道部: 下水処理場のエネルギー最適化に向けた省エネ技術導入マニュアル(案), (令和元年6月).
 - 46) 岩渕光生, 安倉直希, 藤井都弥子, 田嶋淳, 三宮武, 南山瑞彦: 下水道分野における2050年度の温室効果ガス排出量の試算と対策分野の優先順位に関する評価, 下水道協会誌, Vol.60 No.726, pp.141-149, 2023.
 - 47) 国土交通省, 国土技術政策総合研究所上下水道研究部: 下水処理場における温室効果ガス排出削減目標設定支援ツール(案), 2023.
 - 48) 藤本裕之: 下水処理場のエネルギー自立化ケーススタディ, 下水道協会誌, Vol.58 No.702, pp.10-12, 2021.
 - 49) 細川秀樹: 超高効率固液分離技術の導入による水処理, 汚泥処理への効果検証, 下水道協会誌, Vol.58 No.703, pp.8-11, 2021.
 - 50) Peeters J., Vicevic G., Koops H. G., Côté P.: The Role of Innovative Technologies in Achieving Energy-Neutral Wastewater Treatment, Water Practice and Technology, 11 (4) 691-701, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2016.074>
 - 51) Wudneh A. S., Martha D.: Revisiting Chemically Enhanced Primary Treatment of Wastewater: A Review, Sustainability, 12, 5928, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12155928>
 - 52) Wan J., Gu J., Zhao Q., Liu Y.: COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment, Scientific Reports, 6, 25054, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep25054>
 - 53) 国土交通省下水道部: 下水汚泥エネルギー化技術 ガイドライン改訂版, (平成30年1月).
 - 54) 小松和也, 安井英斉, 李玉友, 野池 達也: オゾン処理を用いた嫌気性消化プロセスによる脱水ケーキ排出量の低減, 環境工学論文集, Vol.42 pp.385-393, 2005.
 - 55) Domenico Santoro: WASTEWATER AND BIOSOLIDS TREATMENT AND REUSE: BRIDGING MODELING AND EXPERIMENTAL STUDIES, Engineering Conferences International Conference Proceeding, 2014.
 - 56) 今井剛, 福田高史, 村上定暁, 浮田正夫, 関根雅彦, 樋口隆哉: 亜臨界水を用いた下水汚泥の資源化に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.40 pp.405-414, 2003.
 - 57) 国総研下水道研究部: 平成24年度下水道革新的技術実証事業「温室効果ガスを排出しない次世代型下水汚泥固形燃料化技術導入ガイドライン(案)」, 2015.
 - 58) 見手倉幸雄, 古崎康哲, 奥田友章, 甲斐智子, 笠原伸介, 石川宗孝: 超音波を用いた余剰汚泥削減メカニズムに関する研究, 環境工学研究論文集, Vol.40 pp.11-21, 2003.
 - 59) 山下博史: 汚泥可溶化が汚泥処理へ与える影響の評価, 東京都下水道局技術調査年報, 2006年.
 - 60) 柿園俊英: 微生物燃料電池 (MFC) —水処理汚泥の電力変換—, 水と水技術, No7, pp.94-97, 2010.
 - 61) 岡部聡: 微生物燃料電池;一石三鳥の次世代型排水処理技術, 水環境学会誌, Vol.33(A), No.11, p347, 2010.
 - 62) 産業調査会: 実用水の処理・活用大事典, p510, 2011.
 - 63) 福嶋俊貴, 中村俊男: 堆積物微生物燃料電池の下水道施設への適用に関する基礎的研究, 学会誌「EICA」, Vol.18 No.2/3, pp74-77, 2013.
 - 64) 高部祐剛: 炭酸添加が下水処理水を用いた藻類培養に与える影響に関する研究, 第52回下水道研究発表会講演集, pp.797-799, 2010.
 - 65) 山本純也, 岸本直之, 一瀬諭, 古田世子: 廃水処理水を用いた野外における微細藻類バイオマス生産の可能性, 第49回日本水環境学会年会講演集, p348, 2015.
 - 66) 鳥原健太, 岸本直之, 野田寿一郎: 廃水を用いたミドリムシ藻綱*Euglena gracilis*のバイオマス生産速度の評価, 第49回日本水環境学会年会講演集, p350, 2015.
 - 67) 遠山忠, 神戸政広, 田中靖浩, 森一博: 成長促進細菌による微細藻類の光合成能力とバイオマス生産性の向上, 第49回日本水環境学会年会講演集, p346, 2015.
 - 68) 松本岳, 山村寛, 渡辺義公, 早川准平, 原山重明: 大孔径膜を用いた高油脂生産微細藻類の高濃縮・高Flux・低フエーリング回収技術の開発, 第49回日本水環境学会年会講演集, p347, 2015.
 - 69) 後藤圭佑, 山村寛, 渡辺義公, 早川准平, 原山重明: 藻バイオマス生産を組み込んだ都市下水処理場での飼料生産の可能性, 第49回日本水環境学会年会講演集, p246, 2015.
 - 70) 惣田訓, 大智健史, Jusakulvijit Piradee, 高井雄一郎, 池道彦: ウキクサの資源価値の評価とそれを原料としたエタノールとコハク酸の生産, 第49回日本水環境学会年会講演集, p459, 2015.
 - 71) 永禮英明, Huynh Thi Ngoc Chau, 佐藤博紀: 藻類培養のためのキットサンによる下水凝集処理, 第49回日本水環境学会年会講演集, p243, 2015.
 - 72) 村上孝雄: 標準活性汚泥法の維持管理とその課題, 環境技術, 37(4), 233-239, 2008.
 - 73) Wang H., Yang Y., Keller A.A., Li X., Feng S., Dong Y., Li F.: Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. Applied Energy 184, 873-881, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.061>
 - 74) Maktabifard M., Zaborowska E., Makinia J.: Evaluating the effect of different operational strategies on the carbon footprint of wastewater treatment plants – case studies from northern Poland. Water Science & Technology 79(11), 2211-2220, 2019.

DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2019.224>

- 75) 高野昌宏, 天野耕二: 滋賀県の汚水処理システムを対象とした環境効率の評価, *Journal of Life Cycle Assessment, Japan*, Vol.4 No.1 pp.59-66, 2008.
- 76) 石田整, 花木啓祐, 荒巻俊也: 東京湾流域の下水処理場への排出権取引制度導入効果の推定, *土木学会論文集*, 4/VII(37), pp.73-81, 2015.
- 77) 水野忠雄, 吉田聡, 楠田育成, 西村文武: 物理・化学的処理による新規下水処理プロセスの開発に向けたオゾン処理性能評価, 第24回日本オゾン協会年次研究講演会講演集, pp.87-90, 2015.
- 78) 貫上佳則, 白井麻結: 消化が汚泥からのリン回収効果に及ぼす汚泥の酸処理条件の影響, 第52回下水道研究発表会講演集, pp.188-190, 2015.
- 79) 藤原拓, 筒井裕文, 新屋文隆, 坪井博和: 下水汚泥の強制通気式堆肥化過程における亜酸化窒素の排出, 第52回下水道研究発表会講演集, pp.164-166, 2016.
- 80) 惣田訓, 岩間航一, 横江和典, 岡田幸大, 池道彦: 細胞内貯蔵物質の蓄積による活性汚泥の嫌気性消化におけるメタン収率の向上, 第52回下水道研究発表会講演集, pp.986-988, 2015.
- 81) 黒木雄介, 佐藤弘泰, 庄司仁, 味埜俊: 微生物付着担体中の有機性一時貯蔵物質PHAの測定, 第52回下水道研究発表会講演集, pp.1043-1045, 2015.
- 82) 藤井雄太, 惣田訓, 池道彦, 櫻井康祐: 水耕栽培型植生浄化法による排水中の貴金属のファイトマイニング, *日本水処理生物学会誌別巻*, pp.34-37, 2014.
- 83) 日高平: 下水処理場における「みずみち棒」による汚泥濃縮効率向上について, *下水道協会誌*, Vol.49 No.602 pp.8-10, 2012.
- 84) 国土交通省下水道部: 社会情勢の変化等を踏まえた下水道事業の持続性向上に関する検討会報告書, (平成31年3月).
- 85) 末久正樹: きめ細やかな水環境管理の推進に向けて, *下水道協会誌*, Vol.57 No.687 pp.4-6, 2020.
- 86) 山西博幸, 前田優斗, 田中溪介, 大石京子: 河川感潮水域における硝化抑制処理水の輸送とその環境影響に関する調査研究, *水環境学会誌*, Vol.41 No.2 pp.35-42, 2018.
- 87) 反田實, 原田和弘: 瀬戸内海東部(播磨灘)の栄養塩環境と漁業, *海洋と生物*, Vol.34 No.2 pp.132-141, 2012.
- 88) 環境省: 瀬戸内海における今後の環境保全の方策の在り方について, (令和2年3月).
- 89) 国土交通省下水道部: i-Gesuidoの推進について, (平成29年2月).
- 90) 福嶋俊貴, 宗宮功: 下水処理場運転計画支援システムの開発, *学会誌「EICA」* Vol.17 No.2/3 pp.11-18, 2012.
- 91) 中谷祐介: 深層学習モデルを利用した河川感潮域の水質予測, *土木学会誌*, Vol.103 No.2, pp.34-35, 2018.
- 92) 岩井聖: 地域のニーズに応じた「能動的水環境管理の実現」, *下水道協会誌*, Vol.53 No.649, pp.8-11, 2016.
- 93) 福嶋俊貴, 宗宮功: 下水処理場の環境効率に及ぼす流入水量・水質の影響に関する研究, *環境工学研究論文集*, Vol.47, pp.315-319, 2010.
- 94) 福嶋俊貴, 宗宮功: 下水処理場機能評価システム(PES)による運転管理の向上に関する研究, *下水道協会誌*, Vol.48 No.579, pp.87-94, 2011.
- 95) 日本下水道施設業協会: エネルギー自立型処理場の研究, 2003.
- 96) 日本下水道協会: 平成18年度下水道統計, 2006.
- 97) 島田正夫: 下水道分野におけるバイオガス化の現状と新しい技術, *環境技術*, Vol.38, No.12, pp.850-856, 2009.
- 98) 石田貴: 活性汚泥モデル利活用マニュアルの概要, *月刊下水道*, Vol.34 No.3 pp.72-78, 2011.
- 99) 福嶋俊貴: 水・物質・エネルギーの一体管理へのシミュレータの利用に関する検討, 第51回下水道研究発表会講演集, pp.505-507, 2014.
- 100) 松山市下水道部: 松山市の下水道 2016事業概要.
- 101) 国土交通省下水道部: 下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き, (平成21年3月).
- 102) 米本剛史, 李玉友: 下水処理におけるエネルギー消費に及ぼす処理方式および処理規模の影響に関する統計分析, *下水道協会誌*, Vol.45 No.544 pp.96-105, 2008.
- 103) 須田礼二, 宗宮功, 脇坂啓司, 山田明仁: 下水処理施設におけるエネルギー消費原単位の傾向分析, *下水道協会誌*, Vol.45 No.552 pp.107-113, 2008.
- 104) 惣田訓, 池道彦: 処理規模を考慮したエネルギー解析モデルのさまざまな下水汚泥処理システムのエネルギー消費量の比較評価, *用水と廃水*, Vol.51 No.3 pp.50-60, 2009.
- 105) 増田周平, 西村修: 水処理工程におけるN₂Oの発生特性, *用水と廃水*, Vol.52 No.3 pp.41-54, 2010.
- 106) 増田周平, 京野貴文, 李玉友, 西村修: 直接発生, 間接発生, 溶存態成分を考慮した下水処理場由来の温室効果ガスの発生量評価, *土木学会論文集G*, Vol.68 No.7, III_557-III_563, 2012.
- 107) Daelman M.R.J., Voorthuizen E. M., L. Dongen, G. J. M., Volcke F. I. P., Loosdrecht M. C. M.: Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment – results from a long-term study. *Water Science & Technology*, 67(10), 2350-2355, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wsc.2023.100345>
- 108) IPCC: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2019.
- 109) 環境省, 国土交通省: 下水道における地球温暖化対策マニュアル, 2016.
- 110) 佐野慈, 増田周平, 李玉友, 西村修, 原田秀樹: 下水処理場における温室効果ガスの排出係数評価と低減対策, *土木学会論文集G*, Vol.68 No.7, III_565-III_573, 2012.
- 111) 環境省: 温室効果ガス排出量 算定・報告・公表制度—電気事業者別排出係数一覧, 2018.
- 112) 田中宏明: 下水疫学調査によるCOVID-19感染把握, *環境衛生工学研究*, 第34巻 第4号, pp.12-17, 2020.

第3章 下水処理場機能のモデル処理場での評価

3.1 水・物質・エネルギー循環拠点化に関する検討

3.1.1 エネルギーフロー解析

流入下水中有機物のエネルギーポテンシャルの評価については、想定している消化ガス発電の導入も視野に、水環境マネジメント検討会報告書¹⁾を参考としメタン(CH₄)の持つ熱エネルギーを、COD1gあたりのメタン量からエネルギー(電力量)換算し3.49kWh/kgCODとして計算した。

下水処理場での挙動を把握するにあたり、表3-1に示す48,000m³/日という中規模処理場を対象とし、水処理方式は標準活性汚泥法とした。初沈汚泥は下水処理量の2%を引き抜くものとし、返送汚泥率は20%で固定とし余剰汚泥はMLSSが1500mg/Lで一定となるように引き抜くこととした。汚泥処理は分離濃縮—嫌気性消化—脱水—焼却とし、各方式としては採用実績の多い遠心濃縮・中温消化・遠心脱水・流動焼却を選定した。エネルギー回収としては消化ガス発電を採用し、発電効率が約40%と高い燃料電池を選定した。流入水質としては平成18年度下水道統計データから全国分布の中央値として「COD360mg/L,SS160mg/L,T-N35mg/L,T-P4.0mg/L」とし、PESの内部計算で使用している内訳(溶解性CODの割合やVSSの割合)はデフォルト値を使用した。なお、PESは有機物指標としてはBODを使用しているが、今回はエネルギーポテンシャル評価のためにCODとして取り扱い、換算係数式(COD=2.0×BOD)¹⁾を使用して計算した。

表3-1 モデル処理場の仕様

運転条件	下水処理量	48,000m ³ /日
	処理方式	標準活性汚泥法
	水温	20℃
	返送汚泥率	20%
	初沈汚泥	下水処理量の2%引抜
	余剰汚泥	MLSSを1500mg/L一定に引抜
滞留時間	初沈	1.5時間
	反応タンク	8.0時間
	終沈	3.0時間
流入水質	COD	360mg/L(溶解性: 35%)
	SS	160mg/L(VSS: 60%)
	窒素	35mg/L(NH ₄ -N: 25mg/L)
	リン	4.0mg/L(PO ₄ -P: 2.0mg/L)
汚泥処理	濃縮	分離濃縮(重力+遠心)
	消化	嫌気性消化(重力濃縮汚泥のみ)
	脱水	遠心脱水機
	焼却	流動焼却炉

表3-2 処理水質の計算結果

	流入水	放流水	除去率
COD(mg/L)	360	3.9	98.9%
SS (mg/L)	160	15.7	90.2%
T-N(mg/L)	35	22.6	35.4%
T-P(mg/L)	4	2.2	45.0%

PESによる計算結果として処理水質を除去率とともに表3-2に、使用電力量を図3-1に設備単位に示す。処理水質では標準活性汚泥法であるために有機物CODやSSは除去率90%以上の良好な処理となっているが、T-NやT-Pは50%以下の除去率に留まっていた。ただし、水温を20℃としているために硝化反応は進み、ほぼ完全硝化が達成され放流水中の窒素は大部分がNO₃-Nとなっていた。

使用電力量は処理場全体では23,590kWh/日、電力原単位; 0.53kWh/m³となり、一般的な報告³⁾とほぼ一致していた。設備単位ではブロー設備を含む曝気槽が最も多く10,440kWh/日で42%と半数近くを占めていた。(このうちブロー設備が10,010kWh/日)次いで汚泥処理(濃縮・消化・脱水)が5,430kWh/日で23%、焼却炉4,080kWh/日で16%の順に電力を使用していた。この上位3設備で処理場全体の8割以上を占めていた。

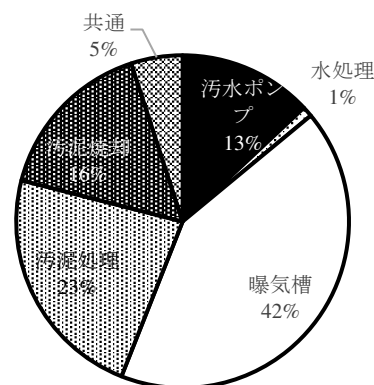


図3-1 使用電力量の内訳

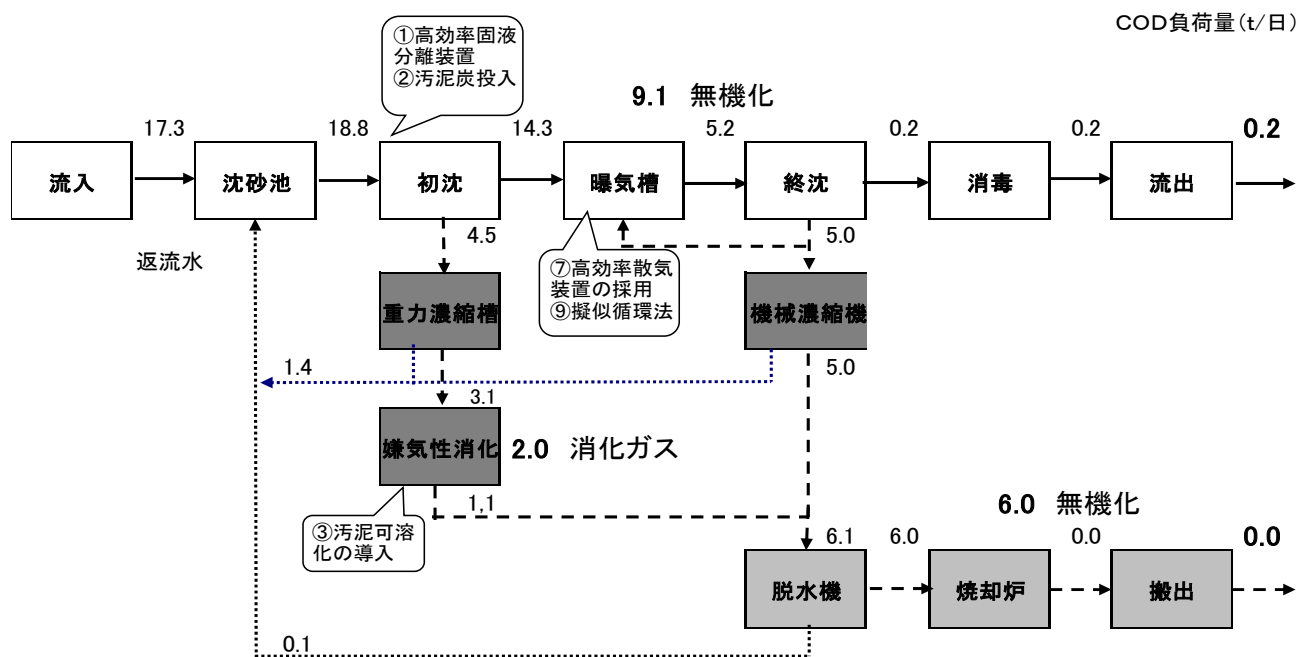


図 3-2 COD フロー図(自給率向上施策を併記)

(1)COD フロー解析

下水処理場内の有機物の挙動を把握するために COD 負荷量(t/日)の変化を処理プロセス毎にまとめて図 3-2 に示す。フロー図上の COD の数値はプロセス出口における負荷量を表す。

下水処理場に流入した有機物 17.3t は汚泥処理系からの返流水負荷により沈砂池では 18.8t へと増加する。水処理工程では、初沈での固形物の沈殿引抜により約 30% の 4.5t が減少し(回収され)、曝気槽には 14.3t が返送汚泥中の未分解有機物 2.2t と合流して流入している。COD フロー図には活性汚泥そのものの COD は含まない。標準活性汚泥法における生物処理機能の中核である曝気槽では、好気性微生物により溶解性有機物はほとんど分解され、分解速度の遅い固形性有機物も一部は分解される。合わせて 9.1t の有機物が無機化されていた。なお、一部は返送汚泥中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の脱窒に利用される可能性もあるが今回は考慮していない。終沈では良好な固液分離により 0.2t のみが越流し、消毒後放流されている。沈殿した汚泥は返送汚泥になり、残りは余剰汚泥として 5.0t が引き抜かれていた。

汚泥処理工程では、重力濃縮槽に投入された初沈汚泥は 3.1t が濃縮汚泥として嫌気性消化槽へ投入されるが、回収率 70% という固形物回収率の低さから 3 割に相当する 1.4t は水処理への返流負荷となっていた。嫌気性消化槽では有機物はメタン発酵により消化ガスとして 2.0 t が回収され(流入有機物の約 1 割)残りの 1.1t は遠心濃縮汚泥 5.0t と混合されて脱水されていた。消化脱離液は脱水機から返流する。有機物負荷はほとんど増加しないが、流入負荷に対して窒素は 1 割、リンは 2 割の返流水負荷となっていた。脱水ケーキ 6.0t は焼却炉へ投入され燃焼により全量無機化されていた。

流入下水中の COD17.3t は図 3-3 に示すように、曝気槽で 53% に相当する 9.1t が、焼却炉で 35% に相当する 6.0t が無機化されて消費され、消化ガスとしては 12% に相当する 2.0t が回収されているという状況であった。

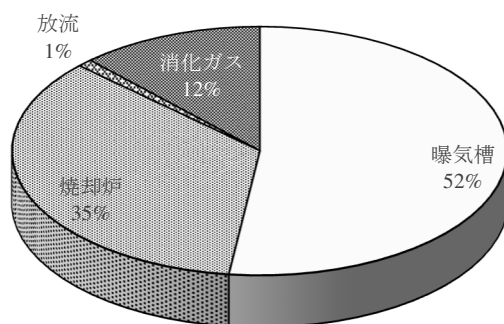


図 3-3 流入下水中の COD の挙動

(2)エネルギーフロー解析

各処理プロセスでのエネルギーポテンシャル(EP)の変化を使用電力量(マイナス表示)とともに図 3-4 に示す。図の左側が水処理工程で、右側が污泥処理工程である。下水中有機物の EP を大幅に失っている曝気槽と焼却炉で多くの電力が使用されている結果となっていた。下水処理場全体では流入下水中の有機物の EP60,000kWh/日のうち、消化ガスとして回収される 1 割を除く 9 割にあたる 54,000kWh/日の EP を損失するために、4 割に相当する 25,000kWh/日の電気エネルギーを追加投入しているという計算結果となった。

EP の電気エネルギー回収という観点から、式(3-1)で計算される EP 電力回収率は 4%程度に留まっていた。

$$\text{EP電力回収率(\%)} = \text{場内発電電力量(kWh)} / \text{流入下水中EP(kWh)} \times 100 \cdots (3-1)$$

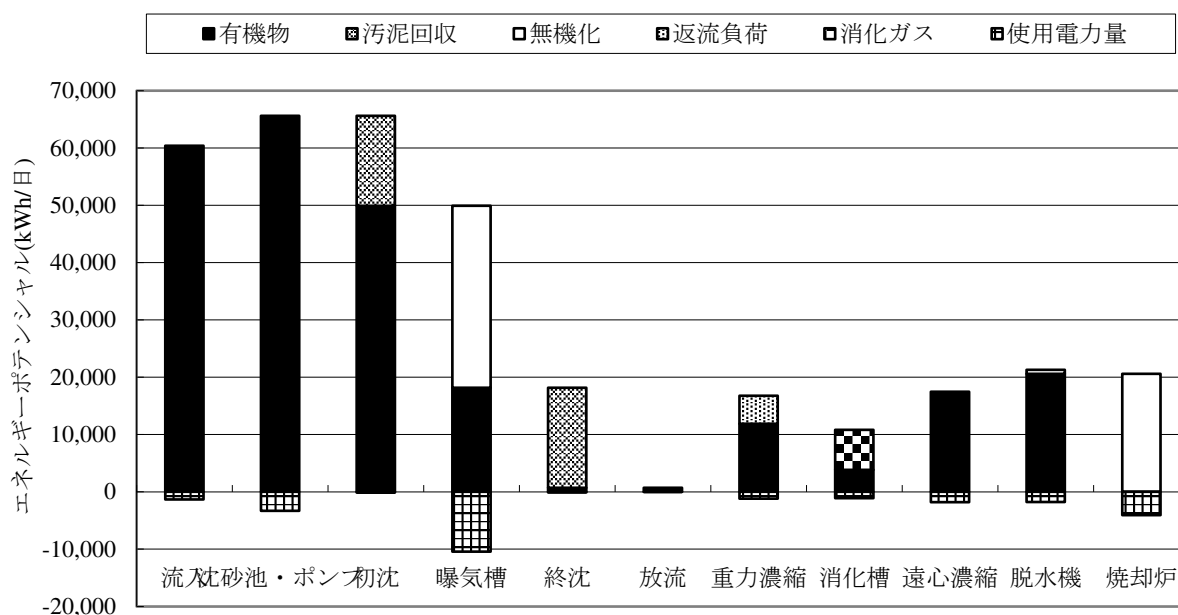


図3-4 エネルギーポテンシャルの変化

下水処理場が流域のエネルギー循環拠点となるために下水道施設の持つ特徴である①下水熱の活用、②下水中有機物の活用、③小水力発電といったアプローチが指摘されているが、下水処理場は少なくとも下水中有機物のEPの最大限の活用による電力自立を図る必要があると考えられる。

場内発電量を増加させる創エネのためには、プロセス毎のEP変化を見ると、水処理工程では初沈での有機物回収率の増加や曝気槽での好気的な有機物分解の減少(有機物の前回回収による分解量の減少や、脱窒の炭素源といった酸素を必要としない有機物の分解)が考えられ、水処理から有機物回収への発想の転換が求められる。污泥処理工程では重力濃縮槽の固形物回収率の向上や嫌気消化槽への余剰污泥の投入、污泥焼却発電も考えられる。創エネに加えて徹底的な省エネの推進も重要である。

(3)電力自給率の向上

国土交通省の B-DASH プロジェクトを始め、創エネ・省エネに関する多くの試みが実施されている。

今回は個別施策の効果ではなく、創エネ・省エネの同時実施や処理水質への影響有無、他のプロセスへの波及効果といった視点から、創エネの①高効率固液分離の導入、②污泥炭の導入、③污泥可溶化の導入と、省エネの④高効率散気装置、⑤擬似循環式硝化脱窒法を対象として検討した。自給率の向上は、各施策により流入下水中 COD がいくらであれば電力自立可能かを表す「自立に必要な COD (以下「必要 COD」とする)」という指標で評価した。必要 COD は式(3-2)で算出した。

$$\text{必要 COD(mg/L)} = \text{電力原単位} / \text{エネルギー換算係数} \times \text{発電回収率} \cdots (3-2)$$

ここで、

電力原単位 = 使用電力量(kWh)/下水処理量(m³/日)

エネルギー換算係数 ; 3.49(kWh/kgCOD)

発電回収率 = COD 回収率 × ガス化率(60%) × 消化ガス中メタン濃度(60%) × 発電効率(40%)

ベンチマークとした基本パターン(初沈)の固形物回収率は 34%であり、電力原単位は 0.53kWh/m³、必要 COD は 5800mg/L であった。

各種施策の必要 COD を電力原単位や発電量、処理水質と合わせて表 3-3 にまとめて示す。比較の基準とした初沈のケースをベンチマークと記載した。

① 高効率固液分離装置²⁾

初沈代替として導入することにより固形物回収率が 66%に向上する。曝気槽に流入する固形性有機物が減少し、曝気風量の削減にも繋がる。

高効率固液分離の導入では有機物の前回収による曝気量の減少で電力原単位は 0.50kWh/m³ へと減少し、固形物回収率の向上による発電量の増加とあいまって必要 COD は 2800mg/L(51%低減)まで低下した。

② 污泥炭の投入³⁾

初沈併用として導入することにより固形物回収率が 85%に向上し、一部溶解性有機物も回収できる。

污泥炭投入では前回収で溶解性有機物も減少するために電力原単位は 0.47kWh/m³ まで減少し、必要 COD は 1800mg/L(69%低減)までさらに低下した。

③ 污泥可溶化の導入⁴⁾

水熱処理を消化污泥へ適用することにより消化ガス発生量が 25%増加し、脱水ケーキ含水率も 75%と 5 ポイント向上する。

焼却すべき污泥量が減少し、電力原単位は 0.52kWh/m³ まで減少し、消化ガス発生量が増加するので必要 COD は 4700mg/L(19%低減)となった。

④ 高効率散気装置の採用⁵⁾

酸素移動効率が 24%となる。高効率散気装置の導入では電力原単位は 0.45kWh/m³ と 15%以上低下するものの発電量は同じであるため、必要 COD は 4900mg/L(16%低減)に留まった。

⑤ 擬似循環式硝化脱窒法への切替

曝気槽の前半部の 3 割の曝気を停止し、無酸素槽とすることにより有機物を脱窒の炭素源として使用し好氣的な分解量を低減する。

脱窒の炭素源として無酸素槽で COD1.1t が使用されるため原単位は 0.51kWh/m³ となるが、発電量は同じであるため必要 COD は 5700mg/L(2%低減)にしか低下しない。ただし、T-N の処理水質は 19.7mg/L と 2.9mg/L 向上に繋がった。

今回検討のポイントとした積極的な有機物回収による効果が大きく、高効率固液分離や污泥炭では自立に必要な COD 削減率が 50%以上となっていた。両施策ともに初沈代替として前処理での有機物回収機能を強化した結果、曝気槽への有機物流入負荷が低下するため曝気量が減少し、使用電力量も低減していた。しかも、MLSS を 1500mg/L に維持するために余剰污泥引抜量も減少し、污泥処理電力使用量も減少していた。ただし、嫌気性消化槽への投入污泥量の増加に伴い、窒素・リンの返流負荷が 2 ～4 割増大し、処理水質の悪化をもたらしていた。今回は標準法であるために窒素・リンの処理水質は考慮していないが、高度処理法を採用している場合には留意が必要と考えられる。

表 3-3 電力自給率向上のための施策のまとめ

	ベンチ マーク	①高効率 固液分離	②污泥炭	③可溶化	④高効率 散気装置	⑤擬似 循環法
特徴	通常の初沈 回収率； 34%	回収率が 66%に向上	回収率が 85%に向上	ガス発生量 が25%向上	酸素移動効 率が24%に 向上	曝気槽の前 半を無曝気
電力原単位 (kWh/m ³)	0.53	0.50	0.47	0.52	0.45	0.51
使用電力量 (kWh)	25,390	24,120	22,720	25,180	21,640	24,640
必要COD (mg/L)	5,800	2,800	1,800	4,700	4,900	5,700
自立COD削減率 (%)	—	52%	69%	19%	16%	2%
発電量 (kWh)	1,580	3,100	4,410	1,970	1,580	1,570
電力自給率 (%)	6%	13%	19%	8%	7%	6%
MLSS(mg/L)*	1490	1510	1520	1490	1490	1490
処理水質 COD(mg/L)	3.9	3.5	2.8	3.9	3.9	9.2
SS(mg/L)	15.7	15.4	15.3	15.7	15.7	15.6
T-N(mg/L)	22.6	24.7	26.7	22.6	22.6	19.7
T-P(mg/L)	2.2	2.6	2.8	2.2	2.2	2.2

*;MLSSが1500mg/Lとなるように、①・②では余剰污泥引抜量を調整

可溶化は、今回は消化汚泥への適用としたために効果が限定的であったが(あくまで、消化ガス発生量の増加と脱水性の向上のみを考慮)、流入下水中有機物の3割近くを占める余剰汚泥への適用へと範囲を拡大するとより多くの効果が期待できる。また可溶化手法も多種検討されており、適切な手法の選択も重要である。

省エネ手法として検討した高効率散気装置は15%程度の節電効果があり、有効な手法と考えられる。とりわけ窒素除去を対象とした高度処理法では、現状の硝化脱窒による方法では曝気量が増大する傾向にあるので有効となる。擬似循環式硝化脱窒法は返送汚泥を利用した脱窒であるため、今回の返送率20%では効果は小さかった。曝気槽の前段の曝気を抑制する方法は新規装置を導入することなく対応が可能であり、検討する価値はあると考えられる。また窒素処理水質の向上にも繋がるので、エネルギーと水質の総合評価も重要となると考察している。

必要CODを固形物回収率(例えば初沈での固形物回収率)と電力原単位との関係からまとめて図3-5に示す。通常の初沈の回収率に近い40%程度では2000mg/L以上と自立の可能性は低いですが、高効率固液分離や汚泥炭のように回収率が60%を超えると必要CODは1000mg/L近くまで低下し、電力自立の可能性は高まるものと示唆された。ただし、電力原単位も0.2kWh/m³まで低減させる必要があり省エネの積み上げも必要である。

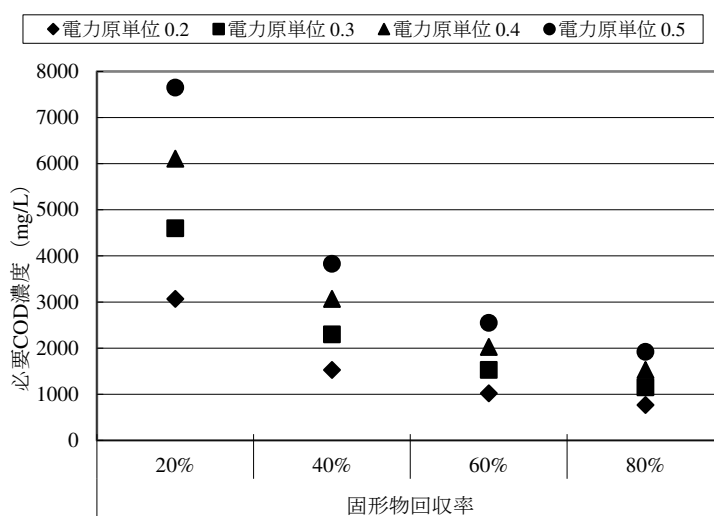


図3-5 必要CODと固形物回収率

なお、「高効率固液分離＋可溶化＋高効率散気装置」の組合せでは電力原単位が0.43 kWh/m³まで低下し、必要CODは1900mg/Lとなる。同様に、「汚泥炭投入＋可溶化＋高効率散気」の組合せでは電力原単位0.41 kWh/m³となり、必要CODは1300mg/Lまで低下すると計算された。

しかしながら日本の流入下水中のCOD濃度中央値360mg/Lとは乖離が大きく、エネルギー循環拠点化のためには更なる電力原単位の低減(省エネ)と固形物回収率の向上(創エネ)の技術開発が必要であることが示された。

3.1.2 エネルギー循環拠点化に関する検討

下水処理場が流域のエネルギー循環拠点となるためには、少なくとも下水中有機物の EP(エネルギーポテンシャル)の最大限の活用による電力自立を図る必要がある。消化ガス発電や污泥焼却発電といった場内発電量を増加させる創エネルギー(創エネ)のためには、水処理工程では初沈での有機物回収率の増加といった水処理から有機物回収への発想の転換が求められ、污泥処理工程では最も EP 損失の大きい焼却炉からの電力回収(污泥焼却発電)が考えられる。一方では、創エネに加えて徹底的な省エネの推進も重要である。

(1)エネルギー回収の検討

ここでは下水処理場への導入や実証が進められている「消化ガス発電」と「污泥焼却発電」を取り上げ、エネルギー回収技術を電力自給率で評価した。なお、一次処理(初沈)における固形物回収能力を向上させた高効率固液分離(固形物回収率が 66%に向上)を導入したケースと比較検討した。

① 消化ガス発電⁶⁾

初沈污泥(重力濃縮污泥)のみを対象に嫌気性消化を行い、発生した消化ガスを発電効率の高い燃料電池で発電する。

② 污泥焼却発電⁷⁾

脱水污泥を対象に DASH プロジェクトで実証されている「高効率廃熱発電」を既設への導入の容易さから選定する。(污泥焼却量 100t/日で 250kWh/h の発電能力、污泥質は考慮していない。)

消化ガス発電と污泥焼却発電、二つを組合せた複合発電についての電力自給率の計算結果を電力原単位や処理水質とともに表 3-4 に示す。

ベンチマークとした基本パターン(初沈)は固形物回収率 34%であり、発電量 1,580kWh/日、電力自給率は 6.2%であった。(電力原単位は 0.53kWh/m³)検討のポイントとした積極的な固形物回収による効果は大きく、高効率固液分離を導入することにより発電量 3,100kWh/日、電力自給率は 13.0%と約 2 倍に増加していた。初沈代替として一次処理での固形物回収機能を強化した結果、曝気槽への有機物流入負荷が低下するため曝気量が減少し、使用電力量も低減していた。ただし、嫌気性消化槽への投入污泥量の増加に伴い、窒素・リンの返流水負荷が増大し、若干の処理水質の悪化をもたらしていた。

污泥焼却発電を単独で導入したケース(嫌気性消化なし)では発電量 1,780kWh/日と、初沈污泥を対象とした消化ガス発電と同等の結果であった。高効率固液分離を導入する効果はみられず、発電量は 1,780kWh/日に留まっていた。ただし、使用電力量の減少により、電力原単位は 0.47kWh/ m³ と最も小さかった。

消化ガス発電と污泥焼却発電を組合せた複合発電の発電量が最も大きく、初沈污泥を対象としたケースでは発電量 3,170kWh/日、電力自給率は 12.3%と約 2 倍となった。高効率固液分離を導入することにより発電量 4,460kWh/日、電力自給率は 18.6%と約 3 倍に増加していた。

表 3-4 電力自給率向上のための施策のまとめ

	消化ガス発電		污泥焼却発電		消化ガス発電&污泥焼却発電	
	初沈	高効率固液分離	初沈	高効率固液分離	初沈	高効率固液分離
特徴	初沈回収率；34%	回収率が66%に向上	脱水污泥を焼却		初沈污泥は消化ガス発電 脱水污泥を焼却発電	
電力原単位(kWh/m ³)	0.53	0.50	0.51	0.47	0.54	0.50
使用電力量(kWh/日)	25,390	23,910	24,510	22,670	25,680	23,980
発電量(kWh/日) 消化ガス	1,580	3,100	—	—	1,600	3,120
発電量(kWh/日) 污泥焼却	—	—	1,780	1,780	1,570	1,340
発電量(kWh/日) 合計	1,580	3,100	1,780	1,780	3,170	4,460
電力自給率(%)	6.2%	13.0%	7.3%	7.9%	12.3%	18.6%
MLSS(mg/L)*	1490	1510	1490	1510	1490	1510
処理水質 COD(mg/L)	3.9	3.5	4.0	3.5	4.0	3.5
SS(mg/L)	15.7	15.4	15.7	15.4	15.7	15.4
T-N(mg/L)	22.6	24.7	20.8	21.4	22.5	24.6
T-P(mg/L)	2.2	2.6	1.8	1.9	2.2	2.6

*,MLSSが1500mg/Lとなるように、余剰污泥引抜量を調整

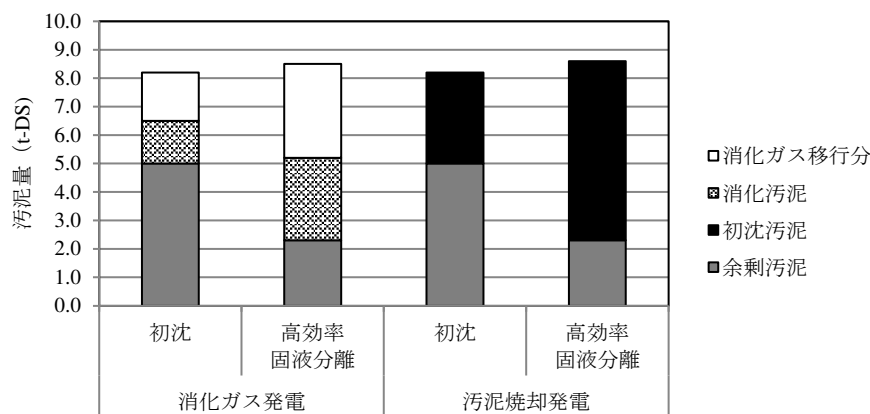


図 3-6 初沈汚泥と余剰汚泥の発生量

各シナリオでの水処理工程からの初沈汚泥と余剰汚泥の発生量を汚泥処理工程における消化による変化も含めて図 3-6 に示す。水処理工程から汚泥処理工程に移行される有機物(汚泥)は一次処理方法によらず、初沈汚泥と余剰汚泥と併せて約 8t/日であり、これは約 28,000kWh/日の発電ポテンシャルに相当する。消化ガス発電では、重力濃縮された 3.2t/日の初沈汚泥のうち 60%にあたる 1.7t/日が消化ガスとなり発電に利用され、残りの消化汚泥と余剰汚泥の 6.5t/日は焼却炉で無機化されていた。高効率固液分離を導入することにより嫌気性消化へ投入される汚泥が 6.2t/日と 2 倍となり、発電量も 3,100kWh/日と約 2 倍に増加していた。汚泥焼却発電では、重力濃縮された初沈汚泥と機械濃縮された余剰汚泥を脱水した脱水汚泥を焼却し、焼却廃熱を利用して発電する。今回のケースでは高効率固液分離を導入した場合、曝気槽へ流入する固形性有機物が減少することにより余剰汚泥発生量も減少し、汚泥処理工程へ移行される汚泥固形物量は 8.6t と初沈の場合とほぼ同じとなるため発電量は 1,780kWh/日であった。複合発電では消化ガス単独では無機化により損失していた消化汚泥と余剰汚泥の発電ポテンシャルも利用できるため、高効率固液分離を導入した効果が大きく、発電量は 4,460kWh/日と最大となっていた。

なお、DASHプロジェクトで実証されている「高効率廃熱発電」では脱水と焼却を連携した汚泥処理全体での効率化を図っており¹⁷⁾、更なる電力自給率の向上が期待される。

(2)地域のバイオマス拠点化の検討

下水処理場を地域のバイオマス拠点として捉え、生ごみ・し尿・浄化槽汚泥等を受け入れる検討が進められている。下水処理場は管渠を通じて、水や資源を集約できるので生ごみの一部を直接投入型ディスポーザーにより回収するシナリオを検討した。

モデル処理場の処理能力 48,000m³/日は中規模都市であるので、一人あたりの汚水量を 300L/日とすると処理人口は 16 万人となる。処理区の半分に直接投入型ディスポーザーを導入するものとし、8 万人分の生ごみ(厨芥)処理による水処理への影響とエネルギー回収効果を試算した。ディスポーザーに投入される生ごみ量と下水処理場流入水質への影響は北海道歌登町(現；枝幸町)の調査⁸⁾を参考に、生ごみ量 99g/人・日、生ごみ 100g 中の汚濁負荷量は SS: 8.2g, BOD: 11.3g, T-N: 0.73g, T-P: 0.11g とし、すべて固形性有機物と考えた。なお、水量は非常に小さいので影響を与えないものとした。

地方ではまだまだ下水道普及率の低い都市もあり、汚水処理施設として合併処理浄化槽や集落排水処理施設、し尿として汚泥処理再生センターが併用されている。下水汚泥のみでなく、地域バイオマスとしてし尿や浄化槽汚泥を嫌気性消化槽に受入した場合の効果を試算した。

モデル処理場の都市における下水道人口普及率を 50%とし、合併処理浄化槽普及率 20%、し尿や単独浄化槽 30%とした。し尿と浄化槽汚泥の発生量や嫌気性消化特性は下水処理場へのバイオマス(生ごみ等)受入マニュアル⁹⁾を参考に表 3-5 のように設定した。

表 3-5 地域バイオマスの特性¹²⁾

	汚泥量	TS	VS	VS分解率	ガス発生率
	L/人・日	%	%	%	Nm ³ /kg 投入 VS
浄化槽汚泥	2.6	1.0	80	40	0.35
し尿	2.3	1.5	60	50	0.5

消化ガス発電と複合発電における、直接投入型ディスポーザー導入による発電量の計算結果を増加分と分けて図 3-7 に示す。下水処理場への SS の流入負荷量が 0.7t 増加する効果により発電量は初沈の消化ガス発電で 240kWh(15%)増加し、複合発電の高効率固液分離では最大の 540kWh 増加し、総発電量は 5,000kWh/日となり自給率は 20%を超える結果となった。流入負荷量の増加は固形性と考えたため処理水質への影響は無かったが、汚泥処理工程での使用電力量が若干増加していた。発電量の増加率は 15%程度に留まり、直接投入型ディスポーザー導入はエネルギー回収手法というよりは住民利便性の向上や含水率の高い生ごみの焼却処分の問題の解決といった総合的な観点¹⁰⁾から判断する必要がある。

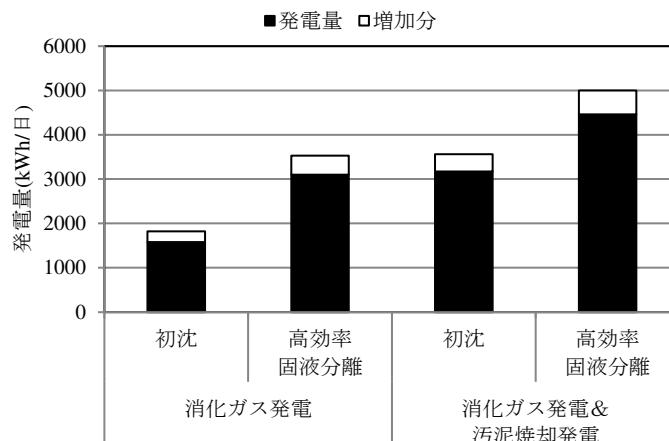


図 3-7 ディスポーザーによる発電量増加

嫌気性消化における消化ガスの発生ポテンシャルの計算結果を図 3-8 に示す。し尿のほうが TS 濃度も高く、VS 分解率やガス発生率も高いために消化ガス発生ポテンシャルが高く、発電量 2,200kWh/日と全体の 35%を占めていた。浄化槽汚泥はいったん生物分解を受けているので VS は高いものの VS 分解率やガス発生率が低く発電量 1,000kWh/日と 16%に留まっていた。

し尿や浄化槽汚泥を受け入れた場合には総発電量として 7,660kWh/日(複合発電+高効率固液分離)が期待できたが電力自給率は約 30%程度であり、電力自立のためには一層の省エネ推進も必要である。

なお、受入マニュアルにも記載されているように、特にし尿を受け入れる場合については返流水中の BOD や $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度が高くなることが予想され、水処理への影響について注意が必要である。

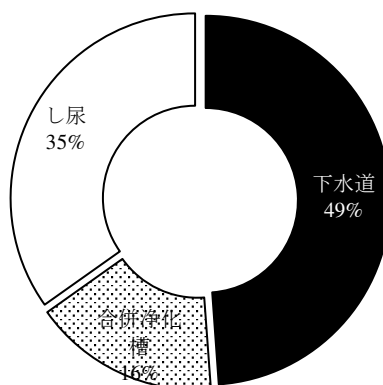


図 3-8 廃水由来の地域バイオマスのポテンシャル(消化ガス発生量)

3.1.3 物質循環拠点化に関する検討

物質回収のひとつとしてリンが取りあげられているが、その有効利用は主にコンポストとして約1割であり、ほぼ横ばいで推移している。わが国はリンのほぼ全量を輸入に依存しており、農業・食品に関わるリンの輸入量は年間約56万tあり、このうち約1割にあたる5.5万tが下水道に流入していると推定されている¹¹⁾。

リン資源化の取組みは農業分野でも検討されているが¹²⁾、下水道事業におけるリン資源化の取組みとしては、博多湾の水質保全と連携した福岡市のMAP法¹³⁾や岐阜市の焼却灰からのリン回収¹⁴⁾等が実施されている。

更なるリン資源化促進には導入した際のリン回収量や維持管理費の事前評価が有効と考えられる。下水処理システムに仮想的に適用した報告例¹⁵⁾によると全体システムの中で考えなければならないと指摘されている。同様に海外でも資源回収(特にリン回収)の重要性が指摘されている¹⁶⁾。

(1) リン回収技術

国土交通省下水道部によりまとめられた「下水道におけるリン資源化の手引き¹⁷⁾」を参考に、日本における稼働実績から以下の3方式を選定した。

- ① HAP法；水中に溶解しているリン酸の除去技術として用いられおり、副生成物としてリン含有率15%以上のカルシウムヒドロキシアパタイトが得られ、これがリン資源となる。
- ② MAP法；水中のリン酸およびアンモニアの除去技術として用いられており、副生成物としてリン含有率20%程度のリン酸マグネシウムアンモニウムが得られ、これがリン資源となる。(福岡市、島根県で稼働)
- ③ 灰アルカリ法；焼却灰にNaOH溶液を添加して50～70℃に保持し、リンを溶出、消石灰と反応させ、リン含有率30%程度のリン酸塩として回収できる。(岐阜市・鳥取市で稼働)

(2) リン回収計算方法

リン回収量の試算にあたっては3方式の適用実績も参考に以下のように導入するものとし、リン回収効率を手引きの数値を参考に設定した。

- ① HAP法；返流水を対象に導入し、リン回収効率は40%とした。
- ② MAP法；脱水ろ液（消化脱離液含む）を対象に導入し、リン回収効率は85%とした。
- ③ 灰アルカリ抽出法；焼却灰を対象に導入し、リン回収効率は50%とした。

また、汚泥処理として消化の有無による2つのシナリオと、対照として水処理でリン除去を行わない標準法(消化有)との3つのシナリオで各回収法を比較した。

図3-9にリン収支フローの計算例をリン回収法の適用場所と併せて示す。

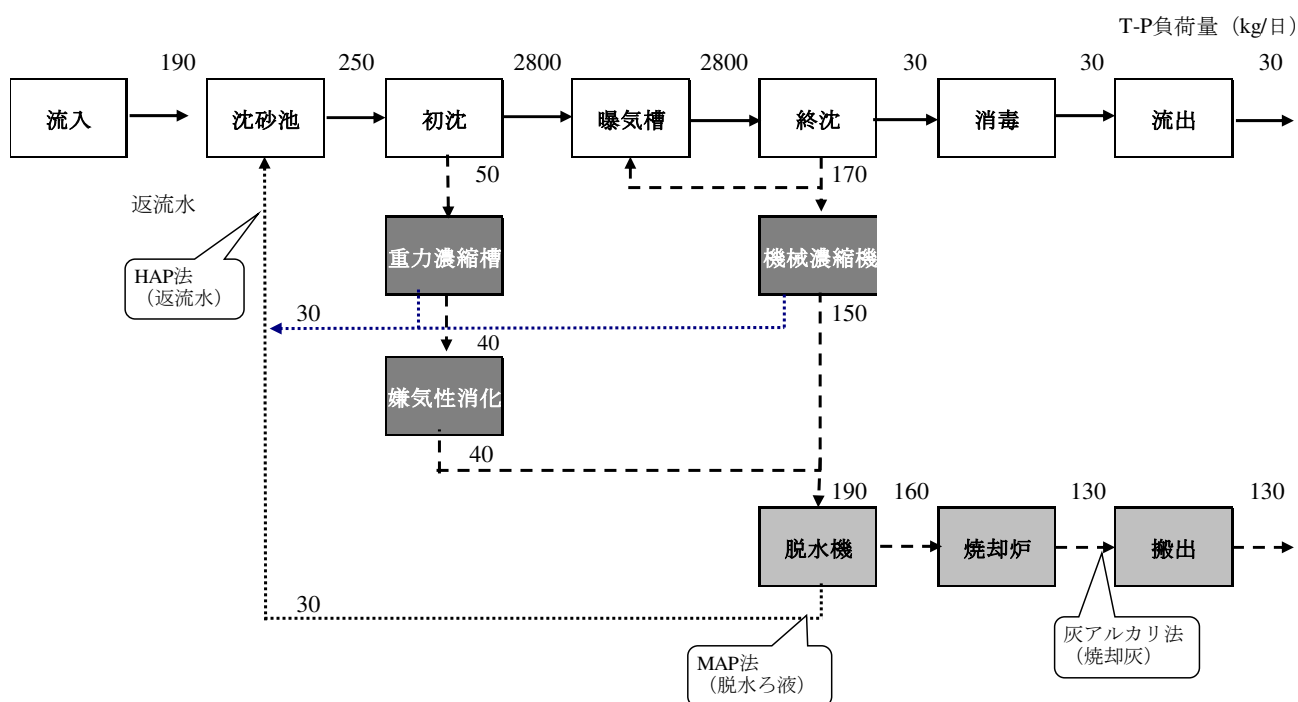


図 3-9 リン収支フロー計算例(リン回収施策を併記)

(3)リン回収計算結果

リン回収量の計算結果を表 3-6 に示す。全てのシナリオにおいて焼却灰からの回収法である灰アルカリ法の回収量が最も多くなった。特に、水処理工程でリン除去法である AO 法を採用しているシナリオ 1・2 では 30%以上の回収率となっていた。脱水ろ液を対象とした MAP 法は嫌気性消化を導入した場合の回収量が多くなっていた。返流水を対象とした HAP 法は総合的な返流水への対応となるためシナリオによる差は小さかった。

表 3-6 リン回収量

	シナリオ 1	シナリオ 2	シナリオ 3
	(消化+焼却)	(焼却のみ)	(標準法)
灰アルカリ法	65	70	35
MAP 法(脱水ろ液)	26	9	26
HAP 法(返流水)	24	16	20

リンは流入水の 190kg/日に対し、返流水負荷として 60kg/日が増加し総量では 250kg/日となっていた。AO 法を採用しているために流出負荷は 30kg/日、T-P: 0.5mg/L となり、160kg/日が脱水汚泥として回収されていた。この結果、焼却灰を対象とした灰アルカリ法の回収量が多くなったものと考えている。MAP 法・HAP 法は 24%しか占めない返流水負荷を対象とするために回収量が少なくなっていた。

嫌気性消化の有るシナリオでは返流水負荷量が多くなっていたが、灰アルカリ法が対象とする脱水汚泥としての回収量の影響が顕著であった。消化・焼却の併用であるシナリオ 1 に対し、焼却のみのシナリオ 2 では嫌気性消化による有機物の分解に伴うリンの溶出による脱水ろ液としてのロスが無く、リン回収量が 70kg/日と最も多くなっていた。一方、水処理工程でリンを積極的に回収していないシナリオ 3 では、そもそも汚泥処理工程へ移行しているリン量が 90kg/日と少なく、半分以上の 100kg/日が放流水 T-P;2.2mg/L として流出していた。このため、リン回収量も 35kg/日に留まり、回収率は 18%であった。

同様にリン回収手引きの費用関数を使用し、建設費・維持管理費を試算し表 3-7 に示す。灰アルカリ法はモデル計算結果の灰処理量(3t/日)から、MAP 法・HAP 法は処理量 48,000m³/日から算出した。

建設費は HAP 法が若干安いものの回収法による差は小さかった。一方、維持管理費は灰アルカリ法が約 20 百万円と他の 2 方法より一桁高い結果となった。灰アルカリ法は、リン回収量が多いものの、維持管理費は高いため回収法の選定にあっては留意が必要である。

表 3-7 建設費・維持管理費

	建設費	維持管理費
	(百万円)	(百万円)
灰アルカリ法	353	20.62
MAP 法(脱水ろ液)	352	3.99
HAP 法(返流水)	292	6.77

3.1.4 水循環拠点化に関する検討

(1)下水再生水システム

下水再生水のパフォーマンス評価を行うにあたり、国内外の再生水水質基準を参考に以下の4段階の処理レベルを設定した。

① レベル1；二次処理

標準活性汚泥法(硝化抑制)+塩素消毒

② レベル2；三次処理

標準活性汚泥法(硝化抑制)+砂ろ過+塩素消毒

③ レベル3；高度処理

嫌気無酸素好気法(A₂O法)+砂ろ過+塩素消毒

④ レベル4；再生水处理

嫌気無酸素好気法(A₂O法)+再生水处理(オゾン+セラ膜処理)

(2)下水再生水システムのパフォーマンス評価

各レベルの再生水水質の計算結果を図3-10に示す。レベル1の二次処理では有機物であるCODは除去されていたがSS・T-N・T-Pは比較的残存していた。レベル2の三次処理では追加処理の砂ろ過によりSSが1.4mg/Lまで除去されていたが、窒素・リンは大部分が溶解性のため、ほとんど変化がない。レベル3の高度処理(A₂O法)ではT-N12.5mg/L、T-P0.5mg/Lと、窒素・リンも良好に除去されていた。レベル4の再生水处理では凝集剤も併用のためSSとT-Pがさらに除去されていた。

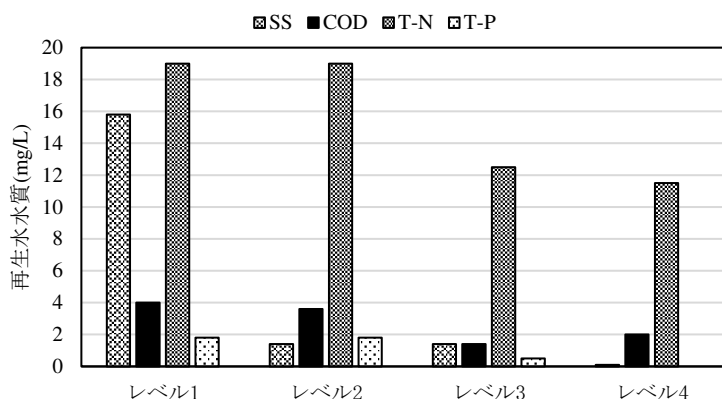


図 3-10 再生水水質

同様に各レベルの使用電力量の計算結果を沈砂池ポンプ、再生水電力量(水处理+送風機+再生水)と汚泥処理電力量(濃縮+脱水+焼却)とに分けて図3-11に示す。レベル1の処理場全体で20,820kWh/日、電力原単位0.43kWh/m³が高度処理を導入したレベル3では22,870kWh/日、再生水处理を導入したレベル4では25,830kWh/日と増大していた。特に再生水電力量の増加が大きく、レベル3では1.3倍にレベル4では1.7倍となっていた。高度処理の導入により有機物が嫌氣的に利用されるため、処理すべき汚泥量が減少し、汚泥処理電力量はむしろ減少するとの計算結果となった。

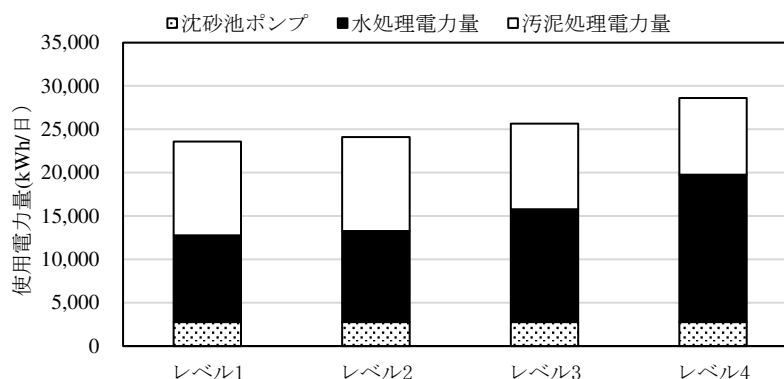


図3-11 使用電力量

再生水水質と使用電力量を総合評価するために、再生水の利用先での溶存酸素消費量を環境への影響(環境負荷量)と考えた。再生水に残存している COD・T-N・T-P を、換算係数を使用して COD に統一して計算し、環境負荷残存量とした。換算係数は T-N;19.7,T-P;142.5 である。

環境負荷残存量と再生水電力原単位と併せて図3-12に示す。レベル1・2の環境負荷残存量約30,000kg/日をレベル3では約15,000kg/日まで低下させるために電力原単位は0.07kWh/m³増加していた。

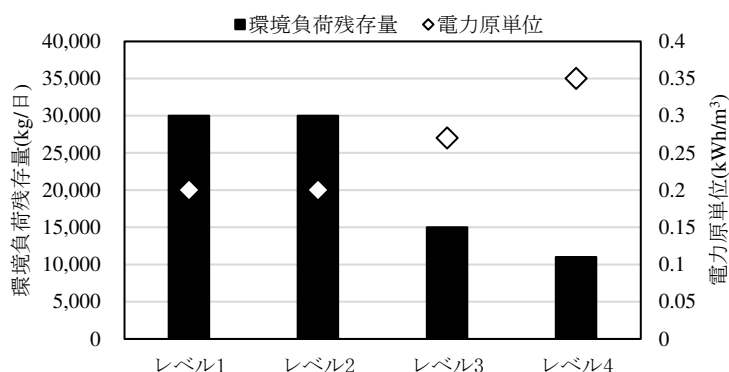


図3-12 環境負荷残存量と電力原単位

さらに、再生水レベルの向上に伴う環境負荷量と使用電力量の関係を図3-13に示す。流入水中に存在する78,000kg/日の環境負荷量が初沈では固形物が沈殿除去されることにより70,000kg/日へ若干低下し、活性汚泥法の反応タンクで有機物が分解されることにより二次処理水では30,000kg/日と60%以上が除去され、このために10,100kWh/日の電力が使用されていた。溶解性の窒素・リンはほとんど除去されていない。高度処理水ではA₂O法により窒素・リンが除去されるため、環境負荷量は15,000kg/日とさらに半減し、使用電力量は13,280kWh/日まで増加していた。今回の再生水処理は臭気や色度除去を目的としているため環境負荷量の削減効果は小さく、11,000kg/日までしか低下せず、使用電力量は16,740kWh/日までさらに増加していた。

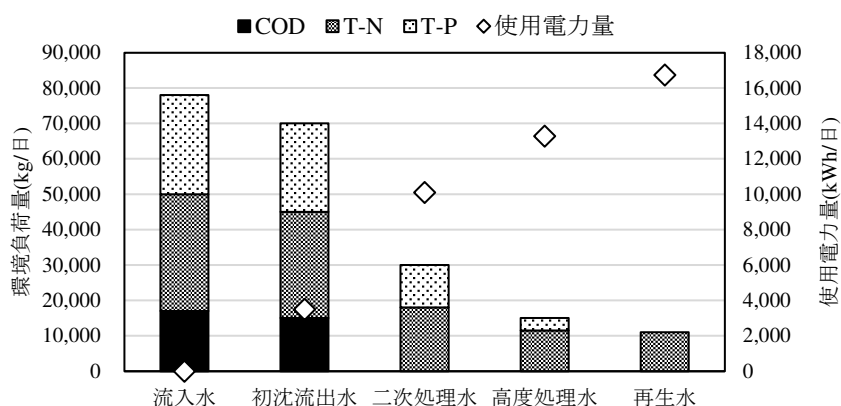


図3-13 再生水レベルと環境負荷残存量の変化

再生水の用途により要求される再生水の水質レベルは異なり、電力使用量(エネルギー消費)も考慮にいれ、用途に応じた再生水の水質レベルを選択することが重要であると考えている。一方、農業用水として利用する場合には窒素・リンは肥料効果も期待できる¹⁸⁾ため、栄養塩類の季節的な能動的管理も含めて別な観点からの評価(栄養塩類を保持するような処理)も必要と考えている。

さらに水質(水環境負荷)に加えて、健康リスク(大腸菌・ウイルス・PPCPs・薬剤耐性菌)や環境毒性の除去といった機能も要求されている。二次処理や高度処理では消毒による大腸菌の除去のみに留まっているが、再生水処理ではオゾン処理の効果によりPPCPsや環境毒性も含めて高い除去となっていた。

再生水利用に留まらず、流域の水循環拠点としては下水処理場にも健康リスク除去といった衛生管理の徹底も望まれているので処理水質と合わせた評価が必要と考えている。

(3) 下水再生水供給に関するエネルギー消費

水利用システム再構築のイメージでは、都市内での水の再利用(サテライト再生水)が提案されている。そこで、サテライト再生水利用についてエネルギー(電力)消費の観点から検討した。

再生水供給に伴うエネルギー消費の検討にあたり、以下の二つの方式を比較した。

① 広域循環: 下水処理場から再生水を送水する。

② サテライト: 使用位置で下水から再生する。(A-JUMP サテライト MBR 実証事業¹⁹⁾を参考)

下水処理場は 48,000m³/日で循環式硝化脱窒法+砂ろ過とし、分離濃縮—遠心脱水—流動焼却の汚泥処理工程を持つ。送水エネルギー消費は地形や距離により異なると考えられるが実態調査²⁰⁾を参考に CO₂ 排出量から換算した電力消費原単位(0.42kWh/m³)を用いて算出した。再生水は 1,200m³/日(下水処理量の 2.5%)で、せせらぎ用水といった修景用水としての一過性の利用とした。

各方式のエネルギー消費の計算結果を表 3-8 に示す。広域循環では処理場電力消費 23,740kWh/日、電力原単位 0.49kWh/m³に送水電力消費 500kWh/日が加わり、合計では 24,240kWh/日となった。一方サテライト処理では再生水処理として 480kWh/日、電力原単位 0.4kWh/m³が増加するが、処理場への流入量が減少するために(流入濃度は一定で変わらないとして計算した。)処理場電力消費が 23,350kWh/日へと減少し、合計でも 23,830kWh/日と広域循環よりも 1.7%の削減となった。ただし、ここではエネルギー消費の観点からのみの評価であり、サテライト処理施設や送水設備の建設費も含めた検討も必要である。

表 3-8 再生水供給に関するエネルギー消費量(kWh/日)

	再生水処理	送水	処理場	合計
広域循環	-	500	23,740	24,240
サテライト	480	-	23,350	23,830

* ; 広域循環の再生処理は 350kWh/日であるが処理場に含む。

サテライト再生水はエネルギー消費の観点から優位性が確認されたので、さらに利用先が増えた場合の流域でのエネルギー消費(サテライト+処理場)を計算し、結果を図 3-14 に示す。サテライト再生水使用量の増加による下水処理場流入水量の減少により処理場でのエネルギー消費は減少した。しかし、サテライトでの消費の増加が上回り、都市内全体では若干の増加となった。ただし、修景用水利用では窒素を除去する必要はなく、より簡易な再生方式の開発により更なるエネルギー消費の低減も可能と考えている。

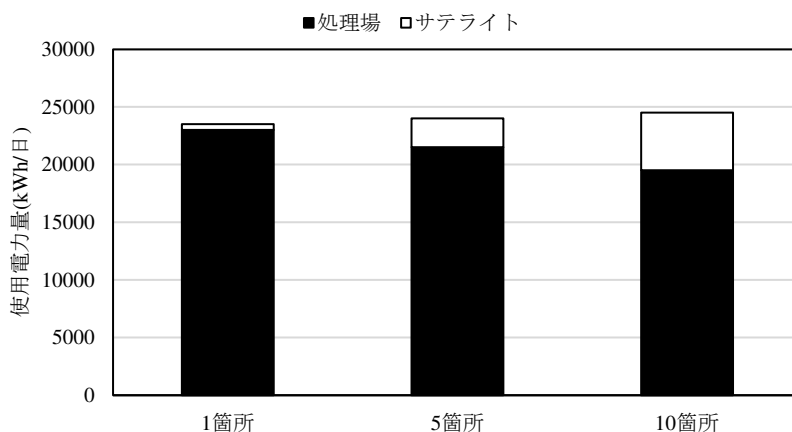


図 3-14 サテライト再生水によるエネルギー消費変化

流域の水環境の視点から下水処理場を「水・物質・エネルギー循環拠点」として機能を評価した。

ここでは都市内での水の再利用(サテライト再生水)についてエネルギー消費の観点から検討した。地形条件にもよるが、サテライト再生水は広域循環よりも優位であり、より簡易な処理方式によっては都市内でのエネルギー消費総量の低減も期待された。

3.2 水環境効率による総合評価

3.2.1 モデル処理場での評価

下水処理場は流域の水・物質・エネルギー循環拠点として高いポテンシャルを有していることが明らかとなった。また、新下水道ビジョンでは豊かな水環境創造やスマートシティ構築、食等への貢献(BISTRO 下水道)等も期待されているが、流域の特性を考慮にいたった『統合的な評価基盤』は検討されていない。

水循環機能については、水の再利用 ISO/TC282 でも検討されている再生水の用途(農業利用・都市利用)に応じた適切な処理レベルの設定と、送水エネルギーも考慮に入れた環境負荷量(エネルギー消費量・薬品使用量・廃棄物量等)を考慮した再生水システムの選定が重要となる。物質循環機能については、コンポストを中心に再利用の進んでいるリンについて下水中のリンを汚泥へ速やかに移行し、汚泥処理工程で効果的に回収する技術を検討し、小さなループでの利用(地産地消)を提案する。エネルギー回収としてはエネルギー自立を目指し、流入水中の有機物のエネルギーポテンシャルの活用(有機物の積極的な回収)を前提とした消化ガス発電や焼却廃熱発電を積極的な省エネ技術の採用と併せて評価する。そこで、統合的な評価指標を『水・物質・エネルギーの連携』を意識しつつ、モデル処理場を対象に具体的な項目(高度処理化・リン回収・エネルギー回収)で検討することとした。

(1)水環境効率の計算

ここでは、水循環、物質循環(リン回収)とエネルギー回収(創エネ+省エネ)を総合的に評価する指標として「水環境効率」を検討した。水環境効率は「1kWhの電力量で何kgの水環境負荷を除去あるいは回収できるか」という指標であり、式(3-3)で計算する。

$$\text{水環境効率(kgCOD/kWh)} = (\text{水環境負荷除去量} + \text{資源回収量}) / \text{使用電力量} \cdots (3-3)$$

水環境負荷量は換算係数を使用してT-N・T-PをCODに統一して計算する。(換算係数: T-N:19.7, T-P:142.5)なお、創エネによる発電量は使用電力量から引くものとした。

環境効率の評価には維持管理費(電力費・薬品費・汚泥処分費)や消費エネルギー、温室効果ガス排出量等も考慮すべきであるが、今回は使用電力量を採用して計算した。

水環境効率の計算結果を処理水質と使用電力量(発電分を考慮)と併せて表3-9に示す。ベンチマークとした消化ガス発電なしのケースでは水環境負荷除去量41,130kg/日、使用電力量25,390kWh/日であり水環境効率は1.62kgCOD/kWhであった。

エネルギー回収施策として消化ガス発電を導入すると使用電力量が23,810kWh/日まで減少するために水環境効率は1.73kgCOD/kWhへ向上する。高効率固液分離を導入すると発電量がさらに増加するために使用電力量は20,810kWh/日まで減少する。しかしながら、嫌気性消化からの返流水の影響でT-NとT-Pの処理水質が悪化することにより水環境負荷除去量が減少し、水環境効率は1.75kgCOD/kWhに留まっていた。この傾向は複合発電でも同様で水環境効率は初沈で1.83kgCOD/kWh、高効率固液分離で1.87kgCOD/kWhであった。一方、嫌気性消化のない汚泥焼却発電のみを導入した場合は、処理水質の悪化がないために水環境負荷除去量が約45,000kg/日と多くなる。発電量は少ないものの水環境効率は初沈で2.00kgCOD/kWh、高効率固液分離で2.12kgCOD/kWhと最も高かった。

表3-9 水環境効率の計算結果

施策	方式	水処理	一次処理	COD	T-N	T-P	水環境負荷除去量 kg/日	使用電力量 kWh/日	水環境効率 kgCO ₂ /kWh	電力原単位 kWh/m ³
				mg/L	mg/L	mg/L				
ベンチマーク		CAS	初沈	3.9	22.6	2.2	41130	25390	1.62	0.53
エネルギー回収	消化ガス発電	CAS	初沈	3.9	22.6	2.2	41130	23810	1.73	0.50
		CAS	固液分離	3.5	24.7	2.6	36428	20810	1.75	0.43
	焼却発電	CAS	初沈	4	20.8	1.8	45564	22730	2.00	0.47
		CAS	固液分離	3.5	21.4	1.9	44336	20890	2.12	0.44
	複合発電	CAS	初沈	4	22.5	2.2	41220	22510	1.83	0.47
		CAS	固液分離	3.5	24.6	2.6	36522	19520	1.87	0.41
リン回収	灰アルカリ法	CAS	初沈	3.9	22.6	2.2	48540	25390	1.91	0.53
		AO	初沈	5.8	24.1	0.5	69774	24620	2.83	0.51
	MAP法	CAS	初沈	3.9	22.6	2.2	47400	25390	1.87	0.53
		AO	初沈	5.8	24.1	0.5	58659	24620	2.38	0.51

リン回収の施策ではベンチマークに対して灰アルカリ法によるリン回収量分の水環境負荷量が48,540kg/日へ増加するために使用電力量は変わらないものの水環境効率は1.91kgCOD/kWhへと上昇していた。MAP法でもリン回収量は少ないものの水環境効率は1.87kgCOD/kWhとなり、エネルギー回収施策よりも高い結果であった。水処理工程で積極的にリンを回収するAO法では水環境負荷除去量が約50,000kg/日と最も多いこともあり水環境効率の向上はさらに顕著で、灰アルカリ法: 2.83kgCOD/kWh、MAP法: 2.38kgCOD/kWhと最高クラスであった。

(2)水環境効率の向上施策

水環境効率の変化を使用電力量と水環境負荷量との関係から図3-15にまとめた。比較のために省エネ施策と高度処理法(A₂O法)の結果も併せて表示した。

ベンチマーク(x)に対し、エネルギー回収施策(◆)では発電量により使用電力量が減少し水環境効率は上昇する。ただし、高効率固液分離を導入すると発電量は増加するものの、返流水負荷で水環境負荷除去量は若干低下する。リン回収施策(▲)では使用電力量は変わらないものの、リン回収量に伴う水環境負荷除去量の増加により水環境効率が上昇していた。

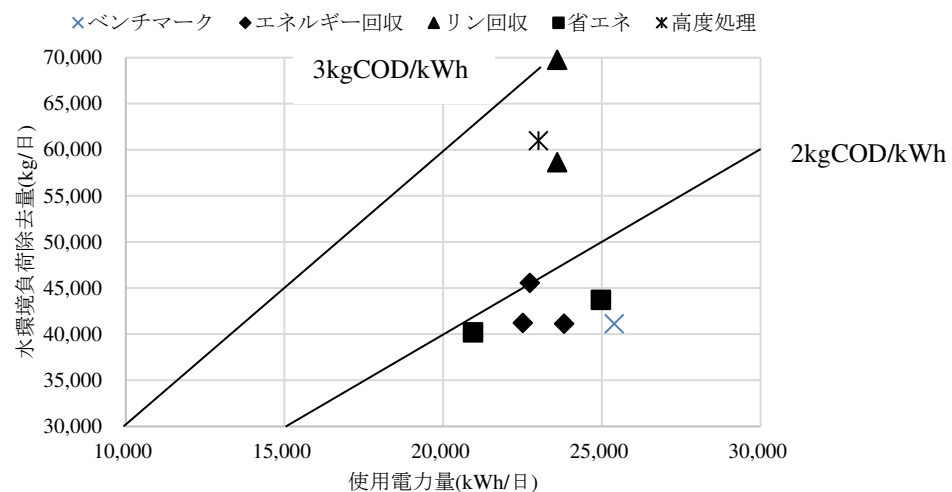


図3-15 使用電力量と水環境負荷除去量

省エネ施策も使用電力量が低減するため水環境効率の向上につながる。そこで、比較的導入の容易な、①擬似循環式硝化脱窒法、②硝化抑制運転の二つの施策について検討した。

反応槽の前半の一部（1/4）の曝気を絞って擬似循環式硝化脱窒法として運転すると、流入水中の有機物の一部が返送汚泥中のNO₃-Nの脱窒炭素源として利用され、省エネとともに処理水質の向上にもつながる。使用電力量が24,970kWh/日に減少するとともに、水環境負荷除去量が43,728kg/日へと増加し水環境効率は1.75kgCOD/kWhであった。

今回は標準法であるもののほぼ完全硝化であったため、硝化抑制運転とすることにより硝化用の曝気量が大きく削減され、使用電力量は20,940kWh/日まで減少し水環境効率は1.92kgCOD/kWhとなった。

技術の組合せによる水・物質・エネルギー循環拠点として各機能の水環境効率を試算した。エネルギー拠点としては創エネ技術である地域バイオマス(し尿・浄化槽汚泥)の受入を組込んだ複合発電と省エネ技術である硝化抑制運転の組合せにより使用電力量が13,280kWh/日まで低減でき水環境効率は2.75kgCOD/kWhと試算された。物質循環拠点としてはリンを対象として同様に地域バイオマスを組込んだ灰アルカリ法とMAP法の組合せにより資源回収を考慮した水環境負荷除去量が73,621kg/日まで増加し水環境効率は2.99kgCOD/kWhと試算された。水循環拠点としては再生水の農業用水や環境用水といった一過式の利用(再生水使用量は下水処理場へ帰ってこない)を30%広域循環するといったケースで計算した。流入水量減少分による使用電力量の減少と下水処理場からの放流水による水環境負荷量が減少(水環境負荷除去量としては増加)する効果により水環境効率は2.93kgCOD/kWhと比較的高い数値となった。なお、高度処理法のひとつである嫌気無酸素好気法(A₂O法)は窒素・リン除去による水環境負荷除去量が大きく、水環境効率は2.70kgCOD/kWhと環境性能は高いと評価できる。

3.2.2 モデル都市での評価

水環境効率の試算として人口 50 万人規模のモデル都市を対象に、消化ガス発電量の増加のための可溶化処理や余剰消化ガスの受入を検討し、併せて物質回収(リン回収)も検討した。地域バイオマスとして、モデル都市で共通に実施されている合併処理浄化槽からの発生汚泥を対象とした。また、流域が一体となった取組を意識し、複数の下水処理場を統合して評価する指標として、流域電力自給率や流域リン回収率を導入して各種施策を比較した。

(1) モデル都市

流域における下水処理場の物質・エネルギーの循環拠点化に向けて、3 つのモデル都市を対象に現状のポテンシャル(回収可能性)を試算した。モデル都市としては今後の地方創生の中核となる都市規模として県庁所在地を対象とし、PES の実処理場での再現性を確認した E 県 M 市を取り上げた。M 市の特徴を明確にするために人口が約 50 万人と同規模の T 県 U 市と G 県 G 市を比較対象とした。

M 市・U 市・G 市の平成 27 年度末の下水道処理人口普及率²¹⁾・汚水処理人口普及率や汚水処理整備状況をまとめて表 3-10 に示す。M 市は下水道処理人口普及率が 61.3%と全国平均の 77.8%を大幅に下回っており普及促進が課題である。汚水処理では合併処理浄化槽が 19.6%と高いのが特徴である²²⁾。U 市は下水道処理人口普及率が 84.7%と高く、汚水処理人口普及率も 96.9%となっている。汚水処理整備では農業集落排水施設や地域下水処理施設が 9.5%となっている²³⁾。G 市は下水道処理人口普及率が 92.4%と最も高く、ほとんどを下水道で整備している²⁴⁾。

表 3-10 モデル都市の汚水処理

項目	単位	E 県 M 市	T 県 U 市	G 県 G 市
人口	万人	51.6	50.6	41.4
下水道普及率	%	61.3	84.7	92.4
汚水処理普及率	%	84.6	96.9	97.0
下水道	%	55.8	83.2	78.0
合併処理浄化槽	%	19.6	4.3	5.3
農業集落排水施設等	%	0.1	9.5	0.0
汚水処理普及率*	%	75.5	97.0	83.3
下水処理場		4ヶ所	5ヶ所	4ヶ所
流域下水道関連		なし	県央浄化センター	各務原浄化センター
備考	西部で集約(焼却)	川田で焼却	南部・北部で焼却	
	中央でFIT	川田でFIT	北部でリン回収	

* ; 汚水処理普及率の内訳の合計

M 市の内訳は「第 3 次 M 市下水道整備基本構想」 ; H18 年度データ

U 市の内訳は「U 市生活排水処理基本計画」 ; H22 年度データ

G 市の内訳は「G 市生活排水処理基本計画」 ; H26 年度データ

3 つの都市ともに複数の下水処理場があり、中核となる処理場とサブ処理場で構成されている。中核となる処理場では汚泥集約処理(M 市・G 市)や固定価格買取制度(FIT)を活用した消化ガス発電による売電も実施している。また、G 市は全国に先駆けて焼却灰からのリン回収を行い、肥料販売している。

各種施策の評価に用いる処理場モデルを PES 上に構築した。平成 26 年度下水道統計データから運転実績(下水処理量や汚泥引抜量)と流入水質、汚泥処理工程等を整理し、汚泥引抜量や消化ガス発生量を実測値と一致させるようにパラメータを設定し、使用電力量も実績値に近づくように調整した。処理場モデル構築に必要な施設容量(初沈・反応タンク・終沈)は下水道統計には無いので、水面積負荷や反応タンク滞留時間から下水処理量を用いて計算して与えた。なお、流入水質の溶解性有機物の割合や T-N のうちの NH₄-N の割合といった詳細な情報は入手できなかったため、デフォルトのパラメータを使用した。

1) M 市の処理場モデル構築

M 市には中央浄化センター・西部浄化センター・北条浄化センター・北部浄化センターの 4ヶ所の下水処理場があるが、中央と西部の 2ヶ所の処理場モデルを構築した。

① M 市中央浄化センター

下水処理量 ; 98,000m³/日(標準法)、汚泥処理工程は分離濃縮－消化－脱水(西部で一部焼却処理)である。使用電力量は 25,200kWh/日で電力原単位は 0.26kWh/m³であり、平成 27 年から消化ガス発電による FIT 売電を実施している²⁵⁾。

② M市西部浄化センター

下水処理量；22,000m³/日(多段法)、汚泥処理工程は分離濃縮－消化－脱水－焼却処理である。使用電力量は18,500kWh/日で電力原単位は0.84kWh/m³である。M市の汚泥集約処理施設として4ヶ所の汚泥を焼却している。

2)U市の処理場モデル構築

U市には川田水再生センター・下河原水再生センター・河内水再生センター・清原水再生センター・上河内水再生センターの5ヶ所の下水処理場があるが、川田1ヶ所の処理場モデルを構築した。

① U市川田水再生センター

下水処理量；170,000m³/日(標準法)、汚泥処理工程は分離濃縮－消化－脱水－焼却処理である。使用電力量は45,000kWh/日で電力原単位は0.27kWh/m³であり、平成28年から消化ガス発電によるFIT売電を実施している²⁶⁾。なお、流入水質のT-N/T-Pは平成24年度データを利用した

3)G市の処理場モデル構築

G市には北部プラント・南部プラント・中部プラント・北西部プラントの4ヶ所の下水処理場があるが北部と南部の2ヶ所の処理場モデルを構築した。

① G市北部プラント

下水処理量；37,000m³/日(嫌気好気法)、汚泥処理工程は重力濃縮－脱水－焼却処理である。使用電力量は20,500kWh/日で電力原単位は0.55kWh/m³であり、北西部と中部の汚泥集約処理を実施している。(南部の焼却灰も集約)平成22年から焼却灰のリン回収を実施している²⁷⁾。

② G市南部プラント

下水処理量；59,000m³/日(嫌気好気法)、汚泥処理工程は分離濃縮－脱水－焼却処理である。使用電力量は21,300kWh/日で電力原単位は0.36kWh/m³である。

構築した処理場モデルでは、処理水質はT-Nを除いて、おおむね現状を再現できていた。また、使用電力量は今回対象とした標準法や嫌気好気法では、T-Nは除去の対象としていないので、硝化は進んでいないと考え、曝気風量を有機物酸化のためのみとすることにより現状をほぼ再現できていた。

(2) 物質・エネルギーの循環拠点化に向けての施策

1)エネルギー循環としての検討

下水処理場においても創エネ・省エネの観点から多くの試みを実施され、とりわけ消化ガス発電は近年導入が進められている。ここでは消化ガス発生量の増加方法として投入汚泥のオゾン処理による可溶化を取り上げた。可溶化の効果によりオゾン注入率40mgO₃/gSSで消化ガス発生量が1.2倍となるとモデル化し、試算ではオゾン注入率を50mgO₃/gSSと設定した。

また、平成25年度下水道革新的技術実証研究で実証されている汚泥焼却発電も併せて検討した。脱水汚泥を対象に「高効率廃熱発電」を既設への導入の容易さから選定した。(25t/日で37kWの発電能力)

2)物質循環としてのリン回収

汚泥可溶化に伴い、下水処理場内でのリンの挙動にも変化が現れるが、リン回収量の試算にあたっては岐阜市で導入されている灰アルカリ法を取り上げた。リン回収効率は手引きの数値を参考に50%とし、リン回収量は現状の下水処理場内でのリンフローから計算した。

3)地域バイオマス

地域バイオマスとしては共通に実施されている合併処理浄化槽汚泥を対象とした。計算にあたっては、「汚泥再生処理センター」で処理されているし尿・浄化槽汚泥を下水処理場の嫌気性消化槽へ投入するケースや下水道へ放流するケースを検討した。

し尿・浄化槽汚泥の水質は表3-11の数値を用い²⁸⁾、嫌気性消化特性は下水処理場へのバイオマス(生ごみ等)受入マニュアルを参考に消化ガス発生率をし尿:0.5Nm³/kg投入VS、浄化槽汚泥:0.35Nm³/kg投入VSと設定した。

表 3-11 し尿・浄化槽汚泥の水質²⁸⁾

		し尿	浄化槽汚泥
SS	mg/L	9400	8800
BOD	mg/L	9500	3900
T-N	mg/L	2700	580
T-P	mg/L	360	130

4)地域内消化ガス活用

流域での電力自給率向上を目的に、平成 27 年度下水道革新的技術実証研究で実施した「バイオガスを効率的に集約・活用する技術²⁹⁾」を念頭に、都市内の余剰消化ガスの受入れも検討した。なお、消化ガス輸送により燃料消費量が増加するが、情報が得られなかったため対象外とした。

(2)物質・エネルギー回収の計算結果

1)M市の計算結果

a)エネルギー回収の計算結果

i)下水処理場でのエネルギー回収

中央浄化センターにおいて可溶化処理の効果を確認するために、消化ガス発電量と電力自給率の変化を嫌気性消化槽への投入汚泥を初沈汚泥(重力濃縮汚泥)のみの現状と、余剰汚泥(機械濃縮汚泥)も対象としたケースと併せて図 3-16 に示す。

現状の初沈汚泥のみを対象としたケースでは消化ガス発電量は 16,270kWh/日であり、電力自給率は 65.7%と高いものであった。可溶化処理の導入により消化ガス発生量が増大し、消化ガス発電量は 20,460kWh/日と現状に対し 26%増加した。しかしながら、オゾン処理導入による使用電力量の増加のため電力自給率は 68.9%と 3.2 ポイントの増加に留まった。同様に余剰汚泥も合せて可溶化処理を行うことにより、消化ガス発電量は 26,680kWh/日まで増加したが、電力自給率は 81.8%に留まっていた。

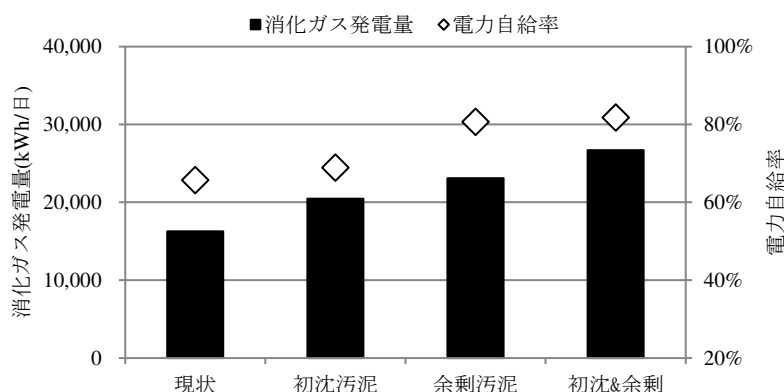


図 3-16 消化ガス発電量と電力自給率(M市)

西部浄化センターにおいて汚泥焼却発電を導入したケースでは、現状の 42t/日の汚泥投入量では 1,510kWh/日の発電量と計算され、この時の西部浄化センターの電力自給率は 8.4%と計算された。なお、焼却能力である 60 t/日の汚泥投入量では 2,160kWh/日、電力自給率 12.0%が期待された。

地域全体での電力自給率向上のために他の下水処理場の余剰消化ガスを中央浄化センターに受け入れるケースでは、北条(60Nm³/日)と西部(970Nm³/日)が有効利用でき、消化ガス発電量は 18,560kWh/日と現状より 14%の増加となり、中央浄化センターの電力自給率は 75.0%となった。

ii)地域バイオマスの活用

地域バイオマスの活用として汚泥再生処理センターで処理されているし尿・浄化槽汚泥を下水道へ受け入れることとし、以下の 2 つの方法を検討した。

① 中央浄化センターの嫌気性消化槽へ投入する。

② 西部浄化センターの処理区に存在するので、下水管へ投入し、西部浄化センターに流入させる。

中央浄化センターの嫌気性消化槽へ投入するケースではし尿由来(90Nm³/日)・浄化槽汚泥由来(838Nm³/日)の消化ガス発生量の増加となり、消化ガス発電量は 2,060kWh/日の増加が期待された。西部浄化センターへ流入させるケースでは、処理量は 373kL/日と西部浄化センターの下水処理量 22,000m³/日よりも大幅に小さいので無視し、し尿・浄化槽汚泥由来の有機物・窒素・リンの負荷量を西部浄化センターの処理量で割って流入水質の増加分を計算し、SS: 50mg/L、BOD: 74mg/L、T-N: 13mg/L、T-P: 3mg/Lを得た。この増加分を考慮して PES に入力し、現状の運転条件で消化ガス発生量や使用電力量を計算した。下水汚泥としての混合消化となるので西部浄化センターの消化ガス発生パラメータを使用したため、消化ガス発生量は 1,170Nm³/日と消化槽へ直接投入するケースより多くなっていた。この消化ガスを中央浄化センターに受け入れて発電した場合の発電量も 2,600kWh/日と計算されたが、使用電力量が西部浄化センターへの流入負荷量増加により 890kWh/日増加し、実質的な発電増加量は 1,710kWh/日と消化槽投入ケースを下回った。ただし、西部浄化センターでの焼却汚泥量が 9t/日増加するので、汚泥焼却発電量が 330kWh/日増加し、合計では消化槽投入ケースとほぼ同じ 2,040kWh/日であった。

iii)流域としての評価

流域が一体となった取組みを意識し、複数の下水処理場を統合して評価する指標として、流域電力自給率を導入して各種施策を比較した。

流域電力自給率は以下の式(3-4)で計算する。

$$\text{流域電力自給率} = \text{発電量合計} / \text{流域全体使用電力量} \cdots (3-4)$$

計算結果を全体使用電力量と併せて図 3-17 に示す。M 市の 4 つの下水処理場の全体使用電力量は 50,080kWh/日であり、現状の中央浄化センターの消化ガス発電単独の流域電力自給率は 32.5%であった。汚泥可溶化の効果は大きく、返流水負荷等により使用電力量は増加するものの流域電力自給率は 46.0%と施策の中で最大となった。消化ガス受入・汚泥焼却発電・浄化槽汚泥受入は約 37%でほぼ同じであった。全施策を導入した場合には流域電力自給率として 57.4%が期待された。

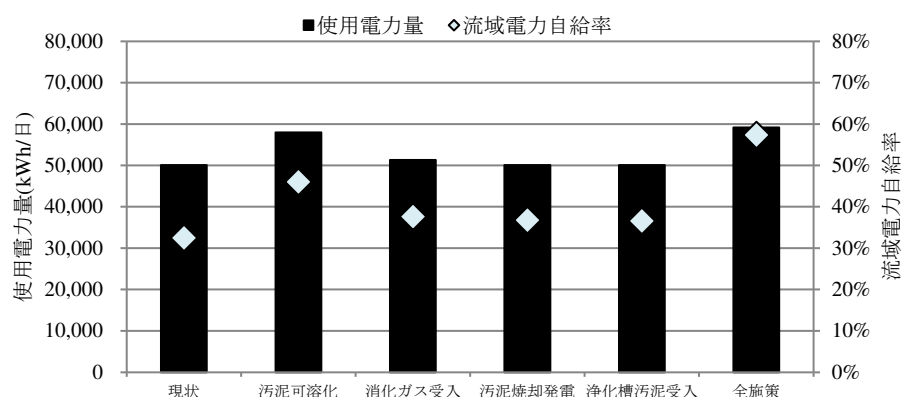


図 3-17 各施策の流域電力自給率(M 市)

流域のエネルギー循環拠点となることが期待される中央浄化センターに汚泥可溶化・消化ガス受入・浄化槽汚泥受入を実施した場合の各種発電の内訳を図 3-18 に示す。現状でも電力自給率が 65.7%と山形市³⁰⁾同様に高い電力自給率であるが、全施策を実施することにより 97.4%とほぼ電力自立が可能と計算された。汚泥可溶化により使用電力量が増加するために、現状の消化ガス発電の割合は 50%に低下し、次いで汚泥可溶化効果が 32%を占め、消化ガス受入 9%・浄化槽汚泥受入 6%となっていた。

実際には中央浄化センターは FIT 売電を実施しているので、39 円/kWh で売電したケースを試算すると、現状でも維持管理費(電力費・薬品費・汚泥処分費:脱水汚泥で処分したとして計算)の 92 万円/日の 70%にあたる 63 万円/日がまかなえた。全施策を実施すると汚泥可溶化により電力費は増加するものの処理・処分すべき汚泥量が減少し、維持管理費も 76 万円/日に低下し、売電費は 124 万円/日となり 170%に相当すると試算された。

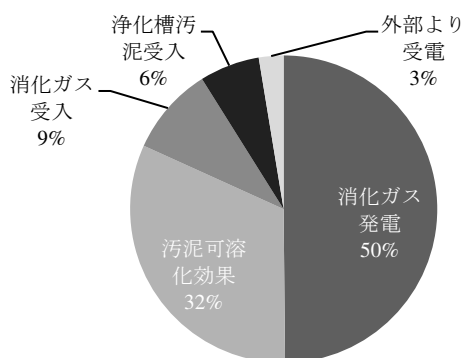


図 3-18 中央浄化センターの発電内訳

b)リン回収の計算結果

M 市では西部浄化センターで汚泥集約処理(焼却)を実施しているが、焼却能力の関係から中央浄化センターでは一部独自処理(有効利用)が行われ、図 3-19 に示すように残りの 24t/日を含む 45t/日が集約されている。表 3-12 に 4 つの下水処理場でのリン処理状況をまとめ、各下水処理場でのリン除去量を算出した。瀬戸内海への放流のためか、非常に良好な処理となっており、全体では 90%の除去率となっていた。

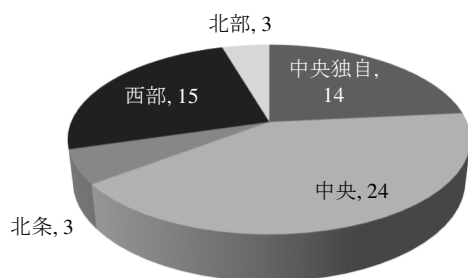


図 3-19 M市の汚泥集約処理

表 3-12 リン処理状況(M市)

処 理 場 名	処理 水量	流入水	放流水	除去率	流入 負荷量	除去量
	m ³ /日	mg/L	mg/L	%	kg/日	kg/日
中央	98,000	4.60	0.50	89.1	451	402
北条	6,000	4.70	0.47	90.0	28	25
西部	22,000	6.20	0.51	91.8	136	125
北部	3,000	4.10	0.11	97.3	12	12

図 3-19 の集約状況を加味して計算すると西部浄化センターには 419kg/日のリンが集まっており、焼却灰から灰アルカリ法で回収すると 210kg/日のリンが回収できると計算された。

地域バイオマスとしてし尿・浄化槽汚泥(リン含有量 56kg/日)を西部浄化センターへの流入として受け入れると、除去率を考慮すると 50kg/日の除去となり、25kg/日のリンが回収できると計算され、上記の下水汚泥集約処理と合せるとリン回収量 235kg/日となると計算された。

2)U市の計算結果

a)エネルギー回収の計算結果

川田水再生センターにおいて嫌気性消化槽への投入汚泥を初沈汚泥(重力濃縮汚泥)と余剰汚泥(機械濃縮汚泥)とした現状と、それぞれの汚泥に対してオゾンによる可溶化処理をした際の消化ガス発電量と電力自給率の変化を図 3-20 に示す。

M市の場合と同様に、現状でも消化ガス発電量は24,370kWh/日であり、電力自給率は57.7%と高いものであった。可溶化処理の導入では初沈汚泥の固形物量が16.7t/日と余剰汚泥の8.8t/日より多かったために、初沈汚泥を可溶化したケースが消化ガス発生量の増大効果が大きかった。しかし、可溶化による使用電力量の増加のため、電力自給率は59.4%と同じであった。混合汚泥を対象としたケースが最も消化ガス発電量が多く、電力自給率は60.4%と現状より2.7ポイントアップしていた。

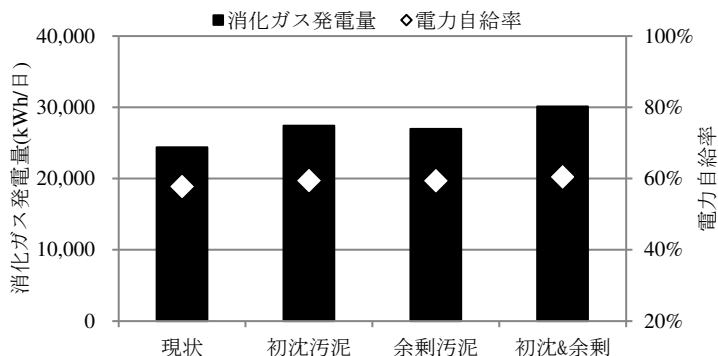


図3-20 消化ガス発電量と電力自給率(U市)

汚泥焼却発電を導入したケースでは、現状の 34t/日の汚泥投入量では 1,220kWh/日の発電量と計算され、この時の電力自給率は 2.9%であった。焼却能力である 80 t/日の汚泥投入量では 2,880kWh/日、電力自給率 6.8%と計算された。下河原の余剰消化ガス(150Nm³/日)を受け入れるケースでは、消化ガス発電量は 24,710kWh/日と現状より 1.4%の増加となり、川田水再生センターの電力自給率は 58.6%であった。

地域バイオマスの活用として東横田清掃工場水処理施設で処理されているし尿・浄化槽汚泥 94kL/日を受け入れることとし、川田水再生センターの嫌気性消化槽へ投入することとした。し尿由来(48Nm³/日)・浄化槽汚泥由来(190Nm³/日)の消化ガス発生量の増加となり、消化ガス発電量は 530kWh/日の増加が期待された。また、消化汚泥による焼却汚泥量が 2t/日増加するので汚泥焼却発電量が 80kWh/日増加し、全体の増加量は 610kWh/日であった。

U市の流域電力自給率の計算結果を全体使用電力量と併せて図3-21に示す。U市の5つの下水処理場(川田・下河原・河内・清原・上河内)の全体使用電力量は56,820kWh/日であり、現状の川田水再生センターの消化ガス発電単独の流域電力自給率は42.9%とM市よりも高かった。

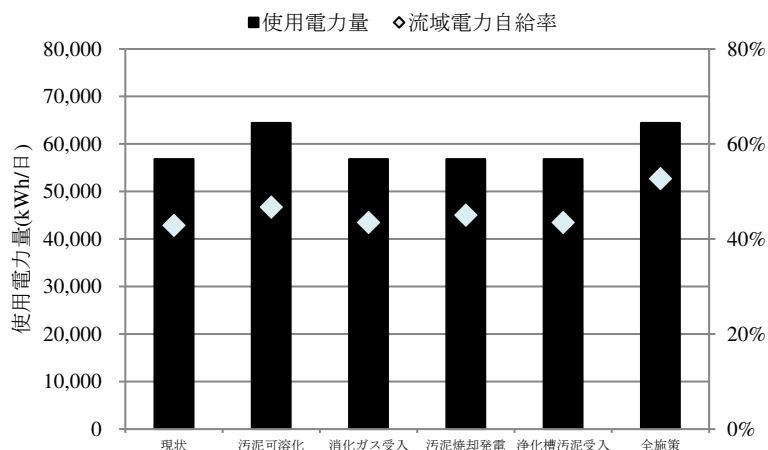
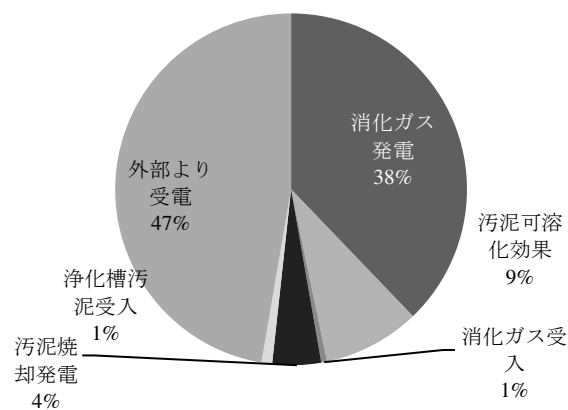


図3-21 各施策の流域電力自給率(U市)

図3-22 川田水再生センターの発電内訳



汚泥可溶化では発電量は30,100 kWh/日と最も多くなるが、使用電力量も増加するので流域電力自給率は46.7%に留まった。むしろ汚泥焼却発電を最大能力で運転するケースが流域電力自給率は48.0%で最も高くなった。全施策を導入した場合は流域電力自給率として52.7%であり、M市よりは低かった。

流域のエネルギー循環拠点となることが期待される川田水再生センターに全施策を実施した場合の各種発電の内訳を図3-22に示す。53%とほぼ半分がカバーできると計算され、現状の消化ガス発電は38%であり、次いで汚泥可溶化効果が9%を占め、汚泥焼却発電4%、消化ガス受入・浄化槽汚泥受入ともに1%となっていた。

b)リン回収の計算結果

U市では汚泥集約処理(焼却)は実施していないが、今後の物質・エネルギー循環拠点化として下河原水再生センターの汚泥を受け入れた場合のリン回収量を計算した。(残りの3処理場は処理量が少ないので対象外とした。)2つの処理場では除去率を考慮すると585kg/日のリンが汚泥へ移行されており、293kg/日のリン回収量が期待できた。浄化槽汚泥受入では、7kg/日の回収量増加が見込め、全体では300kg/日の回収となると計算された。

3)G市の計算結果

a)エネルギー回収の計算結果

G市では現在は嫌気性消化が導入されていないが、一番処理規模の大きい南部プラントに嫌気性消化を導入したと仮定して消化ガス発電量を試算した。なお、南部プラントは分流式であるためか初沈での固形物回収率が30%と松山市や宇都宮市よりも低かったため、高効率固液分離装置を導入する施策も併せて検討した。

初沈汚泥のみを対象として嫌気性消化と消化ガス発電を導入するケースに対し、初沈汚泥をオゾンによる可溶化処理するケース、初沈代替えとして高効率固液分離装置を導入するケースと浄化槽汚泥受入ケースに関する消化ガス発電量と電力自給率の変化を図3-23に示す。

初沈汚泥のみを対象としたケースでは消化ガス発電量は1,420kWh/日であり、電力自給率は6.3%と低いものであった。可溶化処理の導入により消化ガス発電量は1,700kWh/日と増加するものの電力自給率は7.2%であった。

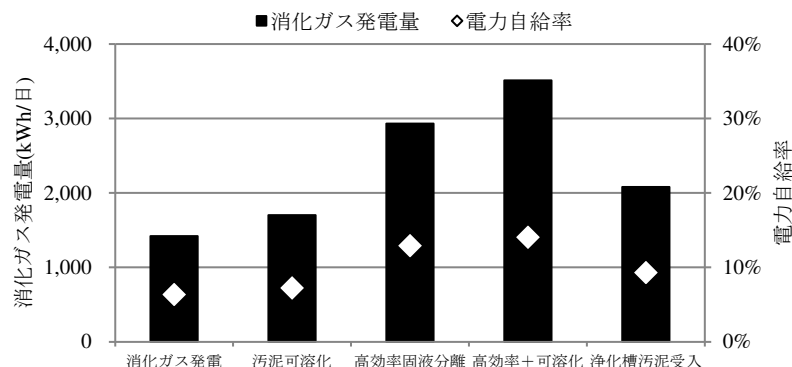


図3-23 消化ガス発電量と電力自給率(G市)

一方、高効率固液分離装置の導入ではSS回収率の向上により固形物回収量が5.3t/日と初沈の2.6t/日より2倍増となるために消化ガス発電量は2,930kWh/日まで増加し、電力自給率は12.9%となった。さらに可溶化処理を併用することにより、消化ガス発電量は3,510kWh/日まで増加し、電力自給率は14.0%と最大となった。地域バイオマスの活用として、岐阜市寺田プラント(120kL/日: 浄化槽汚泥のみ)から汚泥を受入れた場合には消化ガス発電量は2,080kWh/日まで増加し、電力自給率は9.3%であった。

G市では北部プラント・南部プラントの2ヶ所に焼却炉が設置されており汚泥焼却発電の導入が有効と考えられる。北部プラントでは、現状の41t/日の汚泥投入量では1,480kWh/日の発電量と計算され、この時の北部プラントの電力自給率は7.9%と計算された。なお、焼却能力である70 t/日の汚泥投入量では2,520kWh/日、電力自給率13.5%が期待された。焼却汚泥量増大のために、浄化槽汚泥を北部プラントへ流入させる施策では汚泥量が4t/日増加し、汚泥焼却発電量1,620kWh/日、電力自給率8.7%となった。

G市の流域電力自給率の計算結果を全体使用電力量と併せて図3-24に示す。岐阜市の4つの下水処理場(北部・南部・中部・北西部)の全体使用電力量は52,760kWh/日であり、仮定の南部プラントの消化ガス発電では流域電力自給率は2.6%と低かった。汚泥可溶化でも発電量は1,700 kWh/日で流域電力自給率3.1%に留まっていた。むしろ汚泥焼却発電のほうが効果的であり、現状の汚泥焼却量では発電量2,340kWh/日、流域電力自給率4.4%と消化ガス発電を上回っていた。地域バイオマス受入等により焼却最大能力とすると流域電力自給率8.9%が期待された。しかしながら全施策を導入した(高効率+可溶化、汚泥焼却発電現状、浄化槽汚泥北部流入)としても発電量6,050kWh/日、流域電力自給率10.7%に留まり、M市やU市よりも低い結果であった。

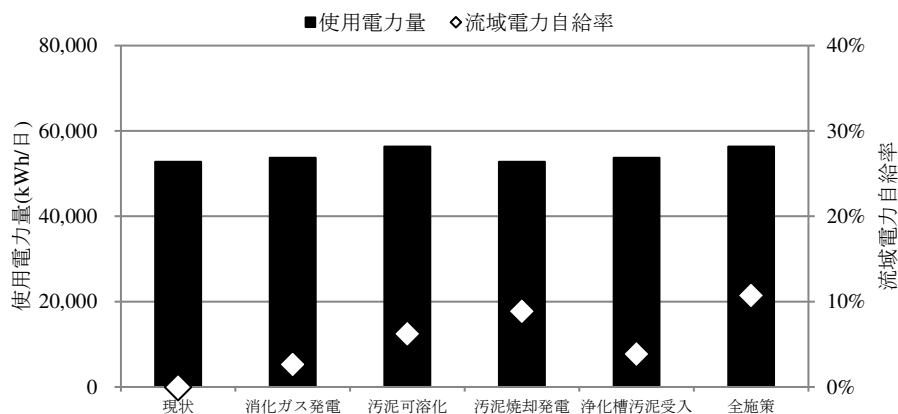


図3-24 使用電力量と流域電力自給率(G市)

b) リン回収の計算結果

G市ではすでに汚泥集約処理(焼却)を実施し、焼却灰は北部プラントに収集され、焼却灰からのリン回収も実施されている。今後の地域バイオマス(浄化槽汚泥)集約も含め、北部プラントへ集約されるリン量を図 3-25 に示す。G市では嫌気好気法により水処理工程でリンを積極的に除去しているために全体での除去率が91%と高く、628kg/日のリンが北部プラントへ集約されていた。リン回収量として307kg/日が期待され、M市・U市を上回っていた。浄化槽汚泥受入により7kg/日が増加し、全体として314kg/日というリン回収量となると計算された。

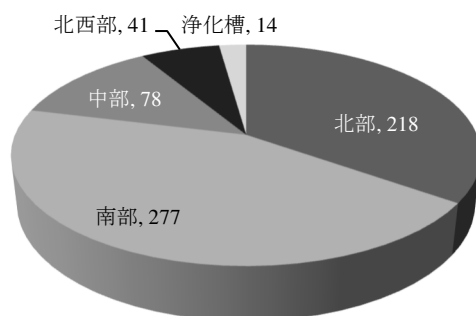


図 3-25 北部プラントへ集約されるリン量(kg/日)

(3) 物質・エネルギー循環拠点としての評価

下水処理場の流域における物質・エネルギー循環拠点としてのポテンシャル評価のために3つのモデル都市を比較検討した。流域電力自給率を向上させるためには、下水処理場流入水中の有機物(エネルギーポテンシャル)活用が重要と考え、エネルギー回収施策をエネルギーポテンシャルの利用率として評価した。今回は電力利用に着目し、熱は消化槽加温に利用するが、熱利用については計算の対象外とした。

エネルギーポテンシャルは今回想定している消化ガス発電の導入も視野に、メタン(CH_4) COD1gあたりのメタン量からエネルギー(kWh表示)換算するものとして(3.49kWh/kgCOD)計算した。なお今回の計算では下水処理場のポテンシャルの活用が第一歩と考え、発電量から地域バイオマスの貢献分を除いてエネルギーポテンシャル利用率を計算した。

計算結果を資源回収であるリン回収と併せて表3-13に示す。下水処理量は普及率により、M市とG市が約13万 m^3 /日で同じレベルであったが、エネルギーポテンシャルについて、G市は約22万kWh/日とM市の1.4倍となっていた。G市は分流式下水道が採用されているため、流入水BODが平均240mg/LとM市の170 mg/Lよりも高いためと考察している。逆にU市は流入水BODが100mg/Lと低いために、下水処理量は多いもののエネルギーポテンシャルは18.6万kWh/日とM市の1.2倍であった。発電量はM市とU市でほぼ同じであったが、エネルギーポテンシャル利用率がM市は20%とU市よりも2ポイント高く、これが流域電力自給率の向上に寄与したと示唆された。

今回の計算結果から、現状でも電力自給率65.7%と最も高いM市中央浄化センターの下水処理場内でのエネルギーポテンシャルの変化(エネルギーフロー)を使用電力量(kWh/日をマイナス表示)と併せて図3-26に示す。BODをCOD換算し、エネルギーポテンシャルを計算した。(中央浄化センターで最も高い電力自給率81.8%となる初沈汚泥・余剰汚泥可溶化の例)合流式下水道のため初沈容量が大きく、滞留時間が約5時間と長く、初沈でのエネルギーポテンシャルの回収(初沈汚泥引抜量)が流入水の7割以上を占めていた。曝気槽での無機化は1割に過ぎず、残りの2割も余剰汚泥として回収され、今回の施策であるオゾン処理による可溶化で効率よく消化ガスに変換されていた。この結果として、流入水中のエネルギーポテンシャルの80%近くが消化ガスとして回収できていた。なお、曝気槽での無機化の抑制は使用電力量の低減に繋がり、電力原単位も現状では0.25kWh/ m^3 と低く、日本でも最高レベルの電力自給率をもたらしていた。

表3-13 ポテンシャル評価

項目	単位	M市	U市	G市
下水処理量	m^3 /日	129,000	217,000	130,000
流域電力自給率	%	32.5	42.9	0.0
流域電力自給率(全施策)	%	57.4	52.7	10.7
エネルギーポテンシャル*	kWh/日	157,000	186,000	220,000
発電量	kWh/日	33,900	34,000	6,000
エネルギーポテンシャル利用率	%	22%	18%	3%
下水処理場リン流入量	kg/日	628	748	673
水処理でのリン除去量	kg/日	564	585	615
焼却灰からのリン回収量	kg/日	210	293	307
流域リン回収率	%	33%	39%	46%
備考		全ての下水汚泥を使用するとリン回収率は45%となる。		
		全ての下水汚泥を使用するとリン回収率は45%となる。	水処理工程でのリン除去率が78%と低い。	水処理工程でのエネルギーポテンシャル回収率が低い。

* ; エネルギーポテンシャル = COD $\times$ 3.49

の持つ熱エネルギーを、

■有機物 ■汚泥回収 □無機化 □脱離液 ■消化ガス ■使用電力量 ■逆流負荷

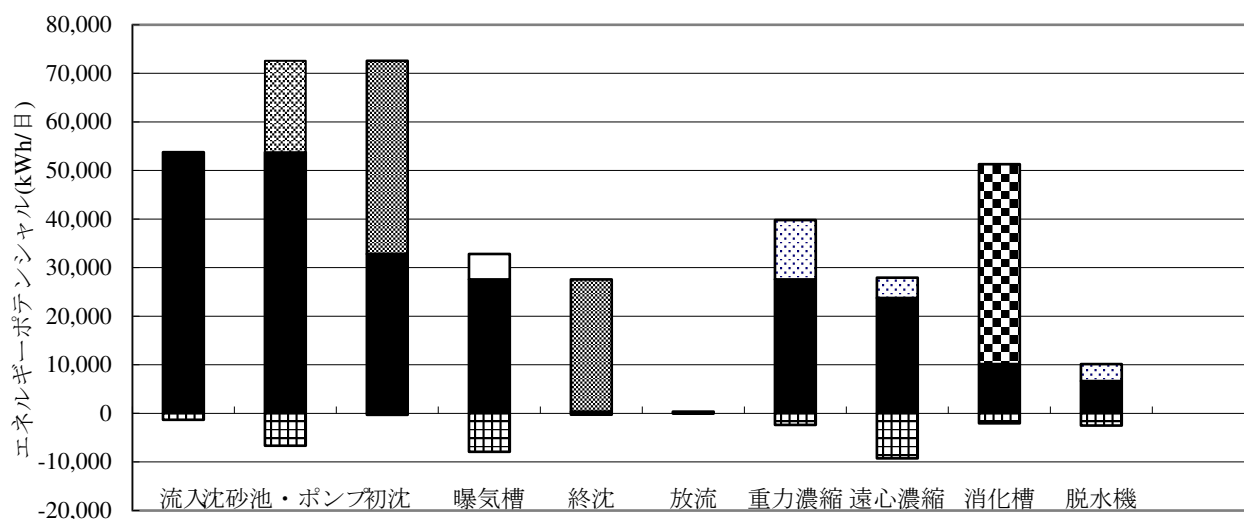


図3-26 M市中央浄化センターのエネルギーフロー

物質回収ポテンシャルとしては、日本におけるリン使用量の約1割が流入している下水処理場リン流入量をベースに、下水処理場での水処理から汚泥への移行(リン除去)、集約処理での焼却灰からのリン回収量を「流域リン回収率」として評価した。流域リン回収率は式(3-5)で計算する。

$$\text{流域リン回収率 (\%)} = \text{リン回収量} / \text{下水処理場リン流入量} \times 100 \cdots (3-5)$$

G市では焼却灰からのリン回収を既に実施しているため、水処理工程で積極的にリンを汚泥に移行しており、水処理でのリン除去量は615kg/日、除去率91%と最も多くなっていた。このため流域リン回収率も46%と最も高い結果であった。下水処理場リン流入量が748kg/日と最も多いU市は水処理工程でのリン除去率が78%とG市より低く、流域リン回収率は39%に留まっていた。M市は汚泥集約処理量の制限から流域リン回収率は33%と最も低い結果となった。水処理工程でのリン除去率は90%と高く、エネルギー回収施策での汚泥可溶化等により処理すべき汚泥を削減し、全ての下水汚泥を使用すると流域リン回収率は45%と計算された。

3.2.3 大規模処理場での評価

流域における水・物質・エネルギー循環拠点としての「資源回収型下水処理場」の実現に向けて、流域の中流に位置する K 市の日本でも有数の処理規模である中核処理場を対象にポテンシャル(回収可能性)を試算した。

K 市の下水道は、「琵琶湖・淀川水系の中流域に位置する大都市として、市内を流れる河川の水環境はもとより、下流域に位置する都市の水道水源の保全や、閉鎖性水域である大阪湾、瀬戸内海の水環境を保全するうえで重要な役割」を担っている。平成 6 年度に市街化区域の下水道整備を概成し、市街地の 4 ヶ所と山間部の 1 ヶ所の処理場を有し、下水道処理人口普及率は平成 28 年度末で 99.5 %となっている³¹⁾。

今回モデル化の対象とした A 処理場は 773,000 m³/日の処理能力を持ち、水処理方式として標準活性汚泥法(標準法)・嫌気好気活性汚泥法(AO 法)・嫌気無酸素好気法(A₂O 法)・ステップ流入式多段硝化脱窒法(多段法)が採用されている。汚泥処理工程としては、分離濃縮－嫌気性消化(重力濃縮汚泥の一部)－脱水－焼却となっている。なお、K 市では消化ガスの有効利用拡大(焼却炉の補助燃料)を目的に 50℃ の高温消化運転が採用され、消化ガス発生量が中温消化の 1.8 倍になったと報告されている³²⁾。

また、汚泥集約処理機能も有しており、B 処理場(74,000 m³/日)・C 処理場(141,000 m³/日)・D 処理場(150,000 m³/日)の水処理工程からの発生汚泥を送泥管で受入れている。

プラントフローモデル構築にあたっては、ホームページで公開されている「平成 28 年度版公共下水道統計³³⁾」と「平成 28 年度水質試験年報³⁴⁾」のデータを利用した。

A 処理場では 4 つの処理方式で 11 系列があるが(1 系列は休止)表 3-14 に示すように処理方式毎にまとめた 4 系列としてモデル化した。初沈・反応タンク・終沈の施設容量は該当系列を合算した。処理水水温が 20.4℃ であった 4 月の処理状況を再現することとし、下水処理量約 63 万 m³/日を処理実績に合せて 4 系列に割り振った。返送率や循環率(1 系のみ)は処理方式毎に平均値を採用し MLSS も平均値を採用した。初沈汚泥引抜率は処理場全体としての 1.2 %を入力し、MLSS が実績値と一致するように初沈での沈降効率を調整した。それでも MLSS が再現できない場合は余剰汚泥引抜率を調整した。(1・4 系のみ変更)

表 3-14 A 処理場のモデル化仕様

項目	単位	1系	2系	3系	4系
処理方式		A ₂ O法	AO法	多段法	標準法
処理割合		14%	29%	20%	37%
初沈	m ³	10,000	18,000	10,000	37,000
反応タンク	m ³	48,100	51,000	86,400	139,200
嫌気槽	m ³	9,500	14,800	-	-
無酸素槽	m ³	14,400	-	43,200	-
好気槽	m ³	24,200	36,200	43,200	139,200
終沈	m ³	19,100	22,800	41,200	55,300
返送率	%	30%	21%	50%	57%
循環率	%	100%	-	-	-
初沈汚泥引抜率*1	%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%
余剰汚泥引抜率*2	%	0.2%	0.3%	0.8%	0.5%
MLSS	mg/L	1300	1270	1420	1220

*1 ; 初沈汚泥引抜率は処理場全体として 1.2%

*2 ; 余剰汚泥引抜率は MLSS が実績値と一致するように調整

流入水系統は 2 つあるが PES では流入水は 1 点のみ

の対応のため、流入水割合が 7 割と大きい流入下水 II を使用した。(BOD: 110mg/L, SS: 67mg/L, T-N: 21mg/L, T-P: 2.1mg/L) なお、流入水質の溶解性有機物の割合や T-N のうちの NH₄-N の割合といった詳細な情報は入手できなかったため、デフォルトのパラメータを使用した。

モデル化した処理場の各系列の処理水質の計算結果を図 3-27 に示す。各高度処理法の特徴を再現でき、窒素除去を目的とした A₂O 法や多段法では T-N は約 6 mg/L まで処理され、リン除去を目的とした AO 法や A₂O 法では T-P はほぼ完全に除去されていた。逆に、標準法では完全硝化は達成されていたものの T-N は 11.6 mg/L, T-P は 0.9 mg/L とあまり除去されていなかった。実績値の再現の一例を除去率として図 3-28 に示すが、標準法の除去率の低さ(50 %程度)に比べ、高度処理である A₂O 法による T-N と T-P の良好な処理(70～80 %)が再現できていた。

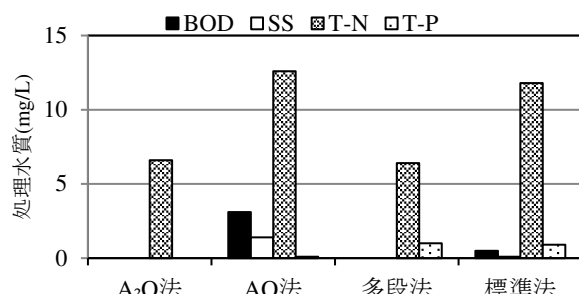


図3-27 処理方式毎の処理水質計算結果

(表示のない、A₂O法のBOD・SS・T-P、多段法のBOD・SSは0 mg/L)

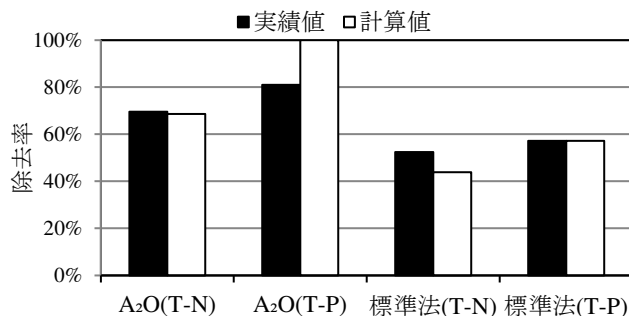


図3-28 処理水質の再現結果

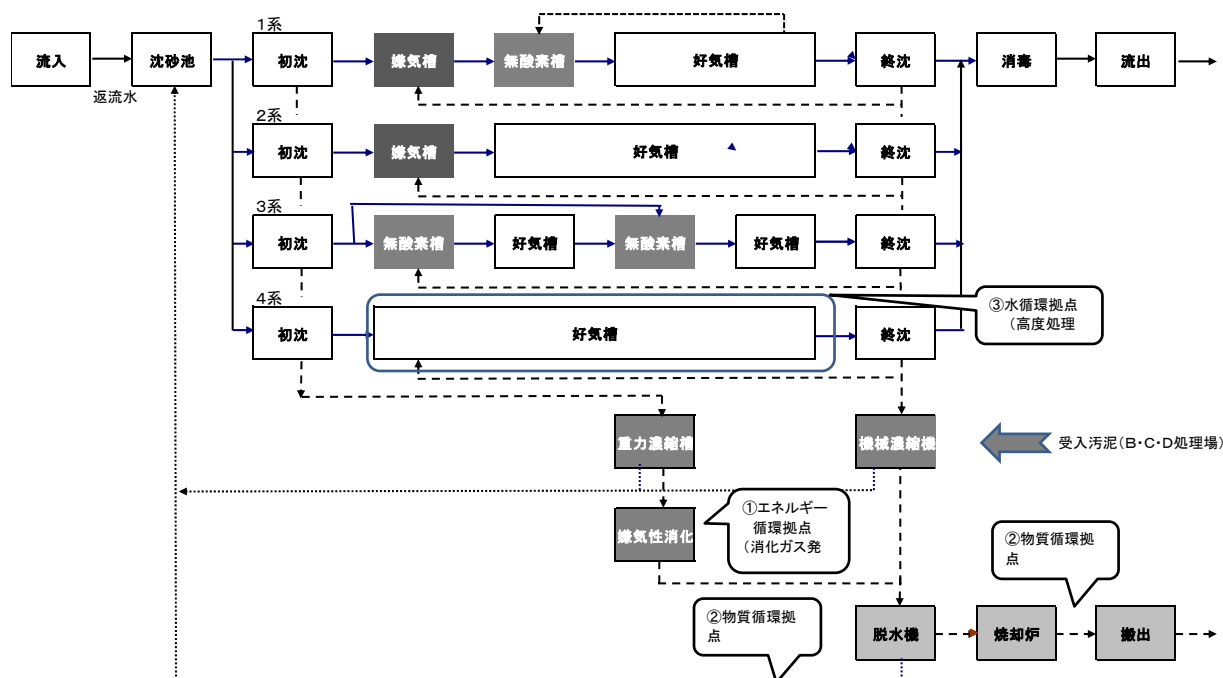


図 3-29 A 処理場の構築したプラントフロー

使用電力量も、雨天時の影響を考慮していないために若干低く計算されたが、151,520 kWh/日、原単位: 0.24kWh/m³と実績値の日平均値166,910kWh/日、原単位: 0.26kWh/m³にほぼ近い結果であった。

構築したプラントフローを図3-29に、資源回収型下水処理場の施策として検討した項目と併せて示す。

(1)資源循環型処理場の計算結果

1) エネルギー回収の計算結果

消化ガス発電によるエネルギー回収について表3-15に示す基本も含めた8ケースの発電量を計算し、使用電力量とから計算する電力自給率で評価した。発生した消化ガスは発電効率が約 40 %と、マイクロガスタービン等より高い燃料電池で発電することとし、発電電力: 100 kW、ガス消費量: 45 Nm³/h と設定した。現状の初沈汚泥の一部(1～3 系)のみを対象とした基本に対し、4 系も対象とした初沈汚泥全量のケース 1(初沈汚泥全量)と受入汚泥も対象としたケース 2・3、初沈汚泥全量に受入汚泥も加えたケース 4・5、さらに余剰汚泥も対象とするケース 6・7とした。なお、ケース 7 については更なる消化ガス発生量増大のために余剰汚泥に対してオゾンによる可溶化処理も実施した。

また、受入汚泥に関してはB 処理場(1200 m³/日)・C 処理場(1370 m³/日)・D 処理場(2220 m³/日)の受泥量を濃縮してから嫌気性消化槽に投入するものとした。受入汚泥の濃度はB 処理場のデータを使用し、VS 濃度から COD や T-N,T-P を計算して入力した。

表 3-15 エネルギー回収を検討したケース

	嫌気性消化対象汚泥
基本	初沈汚泥一部
ケース1	初沈汚泥全量
ケース2	B処理場受入汚泥
ケース3	B・C・D処理場受入汚泥
ケース4	初沈汚泥全量+B処理場受入汚泥
ケース5	初沈汚泥全量+B・C・D処理場受入汚泥
ケース6	初沈汚泥全量+余剰汚泥+B・C・D処理場受入汚泥
ケース7	初沈汚泥全量+余剰汚泥(可溶化)+B・C・D処理場受入汚泥

各ケースの消化ガス発電量と電力自給率の計算結果を図 3-30 に、典型的なケースの使用電力量の詳細を図 3-31 に示す。現状に消化ガス発電を導入する基本では 17,600 kWh/日の発電量が期待でき、電力自給率は 11.6 %と計算された。4 系の初沈汚泥も対象としたケース 1 では流入水量の 4 割近くを処理している 4 系からの初沈汚泥により嫌気性消化槽へ投入する汚泥量が 1,000 m³/日と 1.7 倍となる効果で、発電量が 30,130 kWh/日となり電力自給率は 19.7 %に上昇した。嫌気性消化槽投入汚泥量が増加するこ

とにより返流水中の窒素が増加し、硝化に必要な空気量により水処理設備電力量が増加するものの、汚泥処理電力量は減少することにより使用電力量がほとんど増加しないことも電力自給率の上昇に寄与していると示唆された。

3ヶ所からの受入汚泥も対象としたケース3では発電量は33,470 kWh/日となり、ケース1を上回っていたが、受入汚泥の汚泥処理電力量(消化－脱水－焼却)が増大し、電力原単位が 0.27 kWh/m^3 まで上昇し、電力自給率は19.9 %と同程度に留まった。初沈汚泥全量と3ヶ所からの受入汚泥を対象としたケース5では消化ガス発電量が43,750 kWh/日へとさらに増加し、電力自給率も25.4 %まで上昇した。

余剰汚泥も対象としたケース6では嫌気性消化槽への投入汚泥量が $500 \text{ m}^3/\text{日}$ 増加するが、余剰汚泥の消化ガス発生率が小さいため消化ガス発電量は49,240 kWh/日と5,000 kWh/日程度の増加であった。さらに、余剰汚泥ゆえに窒素含有率が高く、返流水中のT-N濃度が $1,870 \text{ mg/L}$ (5.5 t/日)まで上昇し、水処理工程での硝化のための空気量により使用電力量が173,170 kWh/日まで増加し、電力自給率は28.4 %であった。また、余剰汚泥を可溶化したケース7では、可溶化効果により消化ガス発電量は余剰汚泥の投入量に対して5割程度増加し、51,760 kWh/日まで増加するが、使用電力量も179,590 kWh/日(電力原単位； 0.28 kWh/m^3)まで増加し、電力自給率は28.8 %に留まった。図3-32に示すようにオゾン使用電力量が3 %を占めていた。

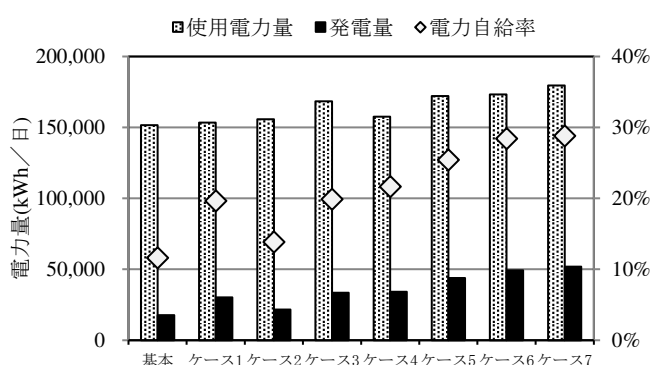


図 3-30 消化ガス発電量と電力自給率

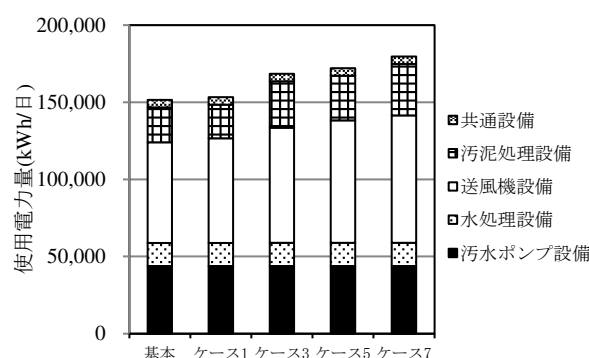


図 3-31 使用電力量の詳細

使用電力量の内訳では送風機設備が82,640 kWh/日と46 %を占め、A処理場は下流域で水道水源となっているために硝化促進運転としている³⁵⁾ため標準法の4系でも完全硝化運転であり、硝化のための空気量が半分以上を占めていた。沿岸域に設置され季節別運転も可能な処理場では硝化抑制運転も可能と考えられる。硝化抑制運転とすると送風機電力量は41,320 kWh/日、使用電力量は138,720 kWh/日、電力原単位: 0.22 kWh/m^3 まで低下し、電力自給率は37.4 %となることが期待された。

エネルギー回収施策として積極的に嫌気性消化槽への投入汚泥量を増加させると、返流水により水処理への影響が懸念される。放流水質への影響をT-N・T-Pについて図3-33に示す。有機物指標であるBODやSSには全く影響が無かった。他の処理場からの受入汚泥(ケース3・5)や余剰汚泥も投入(ケース6・7)では返流水の影響により放流水T-Nは基本の 10 mg/L に対し、 $12 \sim 14 \text{ mg/L}$ へと若干悪化していた。リンに関しても、そもそも流入水が 2.1 mg/L と低いものの、生物学的リン除去法(AO法・ A_2O 法)を採用しているために、基本では 0.6 mg/L と良好な処理となっていたが、返流水の影響で受入汚泥を対象としたケースでは 0.8 mg/L に余剰汚泥を対象としたケースでは 1.1 mg/L と2倍近くに悪化していた。

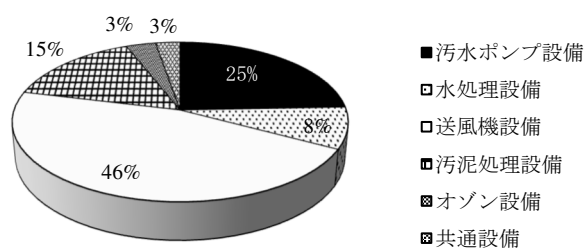


図 3-32 使用電力量の内訳(ケース7)

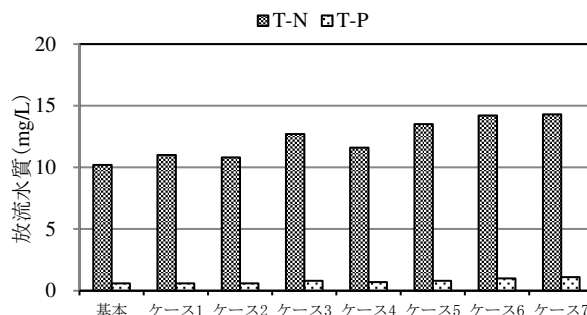


図 3-33 放流水質への影響

2)リン回収の計算結果

エネルギー回収で検討した8つのケースに、受入汚泥は嫌気性消化の対象とせず、直接脱水・焼却とするケース8を加えた9つのケースについてリン回収量を試算し、流入水中のリン負荷量: 1,320 kg/日と受入汚泥中のリン負荷量: 430 kg/日との合算値からリン回収率で評価した。

各ケースの処理場内でのリン挙動を整理して図3-34に示す。処理場内でのリンの挙動は、嫌気性消化槽への汚泥投入状況により大きく異なっていた。初沈汚泥の一部を対象としている基本では4割近くの500 kg/日が焼却灰に移行していた。4系の初沈汚泥も対象としたケース1では固形性リンを多量に含む初沈汚泥が嫌気性消化槽で可溶化され、焼却灰中が最も多いものの390 kg/日と3割に低下していた。

他の処理場からの汚泥受入のケースでは、受入汚泥を嫌気性消化槽に投入するために脱水ろ液の割合が増加し、焼却灰

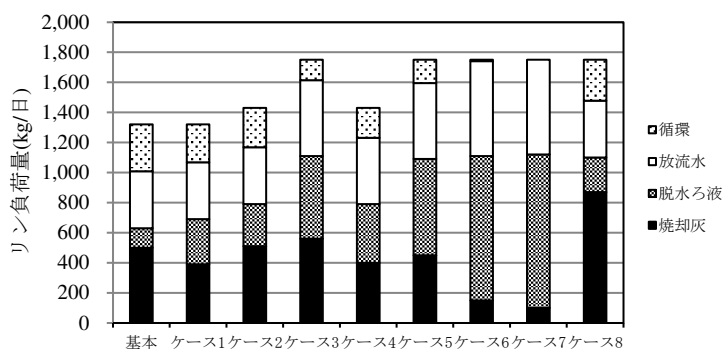


図3-34 処理場内でのリンの挙動

(560 kg/日)と脱水ろ液(550 kg/日)がともに3割で同程度であった。余剰汚泥を対象とするケース6・7では様子が変わり、水処理工程でリンを生物学的に除去しているために余剰汚泥中のリン含有率が高く、嫌気性消化槽での可溶化により脱水ろ液が約1,000 kg/日と6割近くを占めていた。ケース8では受入汚泥中のリンが消化槽で可溶化されことなく脱水・焼却へと進むために、焼却灰中に870 kg/日と5割近くが移行していた。

上記の処理場内でのリン挙動を踏まえ、焼却灰と脱水ろ液からのリン回収結果をリン回収率とともに図3-35に示す。基本系では焼却灰からの回収量が250 kg/日、回収率: 19%と多く、合計では27%の回収率であった。他の処理場からの汚泥受入のケースでは脱水ろ液からの回収量が多く、約500 kg/日、回収率: 29%となり、合計では43%の回収率となっていた。余剰汚泥も対象としたケースでは、さらに脱水ろ液からの回収量が増加し、約800 kg/日、回収率: 46%となり、全体ではリン回収率は5割を超えていた。

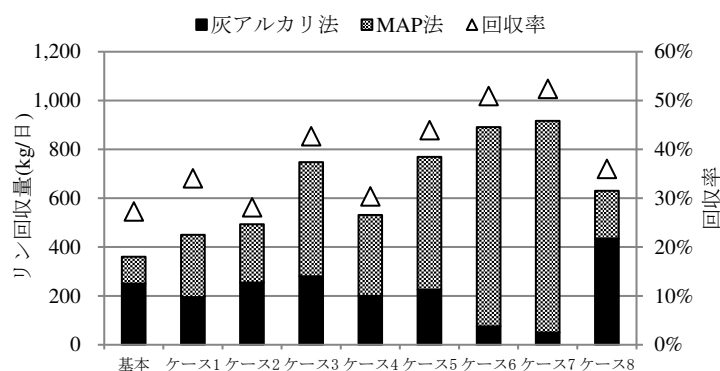


図3-35 リン回収量と回収率

3)高度処理化の計算結果

エネルギー回収・資源回収で基本とした初沈汚泥の一部を嫌気性消化するケースにおいて、標準法である4系をAO法・循環法・A₂O法に高度処理化する場合の処理水質と使用電力量を評価した。

4系は現状の標準法での運転においても、57%の返送率を考慮に入れた滞留時間が9時間以上あるので、反応タンクの一部を嫌気槽や無酸素槽に改良するものと想定した。(循環水ポンプは増設)循環法・A₂O法の循環率は1系に合せて100%とした。

高度処理化した4系の処理水質をMLSSと併せて図3-36に示す。高度処理の効果が顕著に表れ、窒素除去を目的とした循環法・A₂O法では処理水T-Nは6 mg/L程度と基本の半分程度まで減少していた。同様に、リン除去を目的としたAO法・A₂O法では処理水T-Pがほぼ0 mg/Lとなっていた。BODの処理水質がAO法・循環法では若干悪化していた。好気槽の滞留時間が短くなる影響と、返送率・余剰汚泥引抜率は基本と同じとしたため、有機物が生物脱リンや生物脱窒に利用され、増殖量が減少するためにMLSSが基本よりも低下し1000 mg/L程度となった影響と考察している。

処理場全体としての放流水質と電力原単位を図3-37に示す。4系が約4割を処理しているので処理場全体でみても放流水質の向上が見られた。さらに、放流水質向上のみならず、AO法では電力原単位もわずかではあるが低下する傾向が見られた。

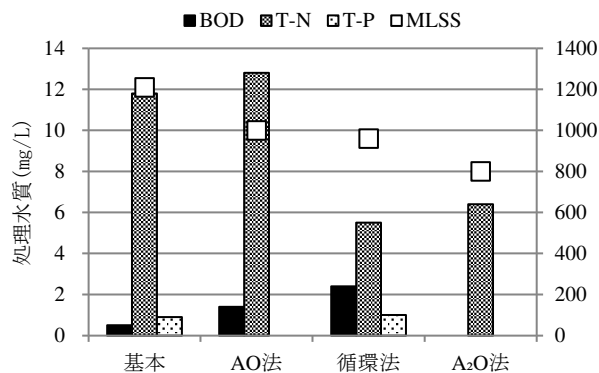


図 3-36 高度処理水質(4系)

(表示のない、A₂O法のBOD・T-P、AO法のT-Pは0mg/L)

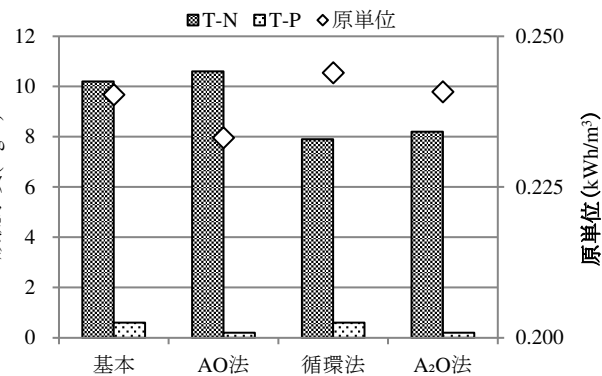


図 3-37 放流水質と電力原単位

使用電力量の詳細を図 3-38 に示すが、AO 法では生物脱リンに有機物が使われ、好氣的に分解される部分が減少するので送風機設備と汚泥処理設備での使用電力量が低減され、147,020 kWh/日、原単位 0.23 kWh/m³ と最も少なくなっていた。循環法・A₂O 法も同様に、送風機設備と汚泥処理設備での使用電力量は低減されたが水処理設備に含まれる循環水ポンプ使用電力量の増加により、基本とほぼ変わらなかった。

いずれにせよ、完全硝化を達成している標準法では高度処理化を図ることにより、放流水質の向上のみならず使用電力量も低減できる可能性があるとし唆された。

(2)資源循環型下水処理場としての総合評価

A 処理場は水・物質・エネルギー循環拠点として高いポテンシャルを有していることが明らかとなった。そこで、エネルギー回収(創エネ)と物質回収(リン回収)、水利用(高度処理化)を「資源回収型下水処理場」として総合的に評価する指標である『水環境効率』で評価した。

水環境効率の計算結果を使用電力量、発電量とリン回収量と併せて表3-16に示す。ベンチマークとした消化ガス発電無しのケースでは水環境負荷除去量406,263 kg/日、使用電力量151,520 kWh/日であり水環境効率は2.68kgCOD/kWhであった。電力原単位が0.24 kWh/m³と非常に省エネ運転が実施されているためか、モデル処理場での検討例の1.62kgCOD/kWh(電力原単位0.53 kWh/m³)よりも大きく、実処理場の運転管理のポテンシャルの高さが示唆された。

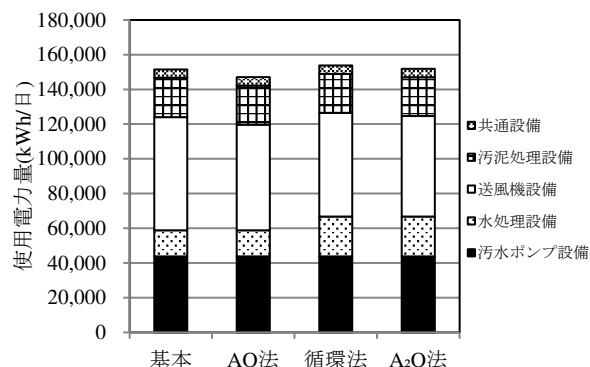


図 3-38 使用電力量詳細(高度処理化)

表 3-16 水環境効率の計算結果

施策	項目 単位	水環境負荷除去量 kg/日	発電量 kWh/日	リン回収量 kg/日	使用電力量* kWh/日	水環境効率 kgCOD/kWh
ベンチマーク		406,263	—	—	151,520	2.68
エネルギー回収	基本	406,263	17,600	—	151,520	3.03
	ケース1	396,326	30,130	—	153,310	3.22
	ケース3	357,239	33,470	—	168,410	2.65
	ケース5	347,301	43,750	—	172,070	2.71
	ケース7	310,409	51,760	—	179,590	2.43
物質回収	基本	406,263	—	361	151,520	3.02
	ケース1	396,326	—	450	153,310	3.00
	ケース3	357,239	—	748	168,410	2.75
	ケース7	310,409	—	917	179,590	2.46
	ケース8	406,263	—	631	171,180	2.90
高度処理化	AO法	436,857	—	—	147,020	2.97
	循環法	433,950	—	—	153,810	2.82
	A ₂ O法	467,299	—	—	151,820	3.08
	ケース7	399,353	—	—	172,010	2.32

* ; ここでは発電量は考慮していない。

エネルギー回収施策の消化ガス発電では、発電量の増加により実質的な使用電力量が減少し、水環境効率は向上する傾向になった。しかしながら、嫌気性消化槽への投入汚泥の増加による窒素・リンの返流水負荷の影響で処理水質が悪化して水環境負荷除去量が減少し、電力自給率の高いケース3・5・7では水環境効率が低下していた。物質回収施策のリン回収では、同様にリン回収量の増加により水環境効率は向上する傾向にあった。ただし、リン回収量の最も多いケース7(余剰汚泥を可溶化)では使用電力量の増加と返流水負荷による水環境負荷除去量の減少により2.46kgCOD/kWhとベンチマークを下回っていた。水利用施策である高度処理化では、水環境負荷除去量の増加により水環境効率は3kgCOD/kWh程度まで向上していた。

水環境効率の変化を使用電力量と水環境負荷除去量との関係から図3-39にまとめた。(参考のため、水環境効率2.0, 3.0, 4.0kgCOD/kWhのラインも記入)

ベンチマーク(◆)に対し、エネルギー回収施策(■)では発電量により使用電力量が減少し水環境効率は向上する傾向にあった。物質回収施策(▲)では使用電力量は増加するものの、リン回収量に伴う水環境負荷除去量の増加により水環境効率が向上する傾向にあった。高度処理化(×)では高度処理による水環境負荷除去量の増加により、使用電力量は一部増加するケースもあるが、すべてのケースで水環境効率が3kgCOD/kWh程度まで向上していた。

複数の施策を同時に実施する場合として、消化ガス発電とリン回収を実施する複合1(*)では、嫌気性消化槽への投入汚泥量の増加による使用電力量を発電量でカバーし、水環境効率は3.5kgCOD/kWh程度となっていた。さらに、水・物質・エネルギー施策を同時に実施する複合2(●)では、発電による使用電力量の減少とリン回収による水環境負荷除去量の増加により、水環境効率は4kgCOD/kWhを超えると試算された。

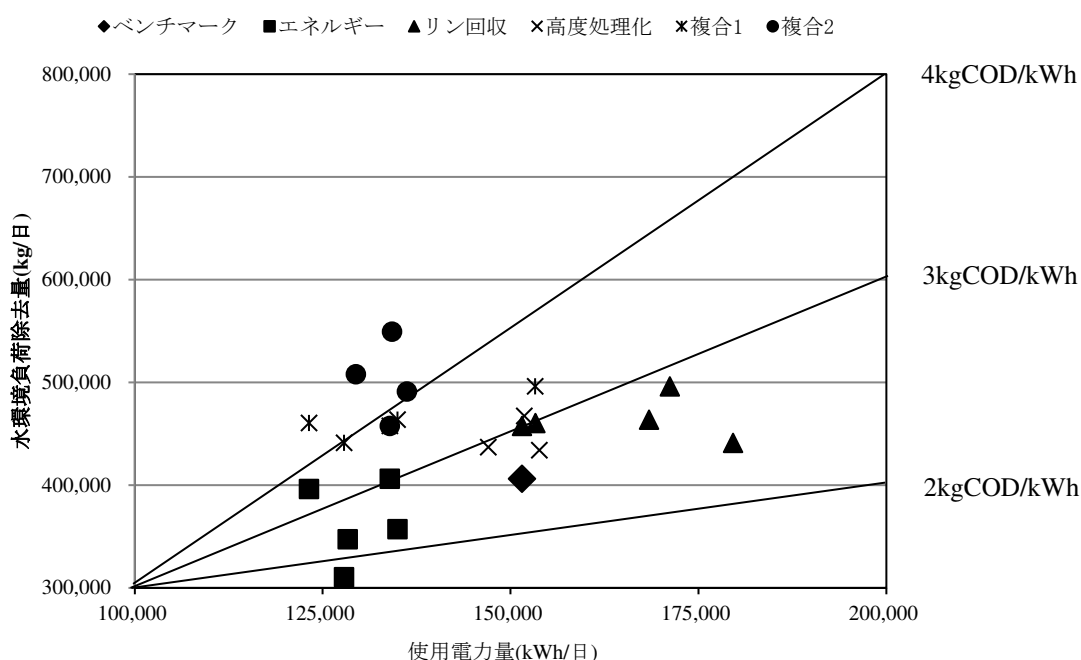


図3-39 水環境効率の変化

(3)モデル処理場での再評価

モデル処理場と実処理場とにおける水環境効率の計算において、電力原単位に2倍以上の差があったのでモデル処理場でも省エネ施策を導入し、電力原単位を0.32kWh/m³まで低減(40%の省エネに相当)すると、ベンチマークでは水環境効率が2.70kgCOD/kWhとなり、実処理場の2.68kgCOD/kWhと同程度となった。

水・物質・エネルギー循環拠点機能を水環境効率の変化として使用電力量と水環境負荷量除去量との関係から図3-40にまとめた。(参考のため、水環境効率 3.0, 4.0kgCOD/kWhのラインも記入)

ベンチマーク(×)に対し、エネルギー回収施策では高効率固液分離(◆)を採用する効果が大きく汚泥焼却発電の導入では4.13kgCOD/kWhへと向上する。物質回収施策ではAO法(▲)の効果が大きく灰アルカリ法で4.10kgCOD/kWhへと向上する。高度処理化(●)ではA₂O法で窒素・リン除去率をあげることで4.25kgCOD/kWhへと向上する。水・物質・エネルギー循環拠点機能の単独での導入効果としては4kgCOD/kWhが期待された。

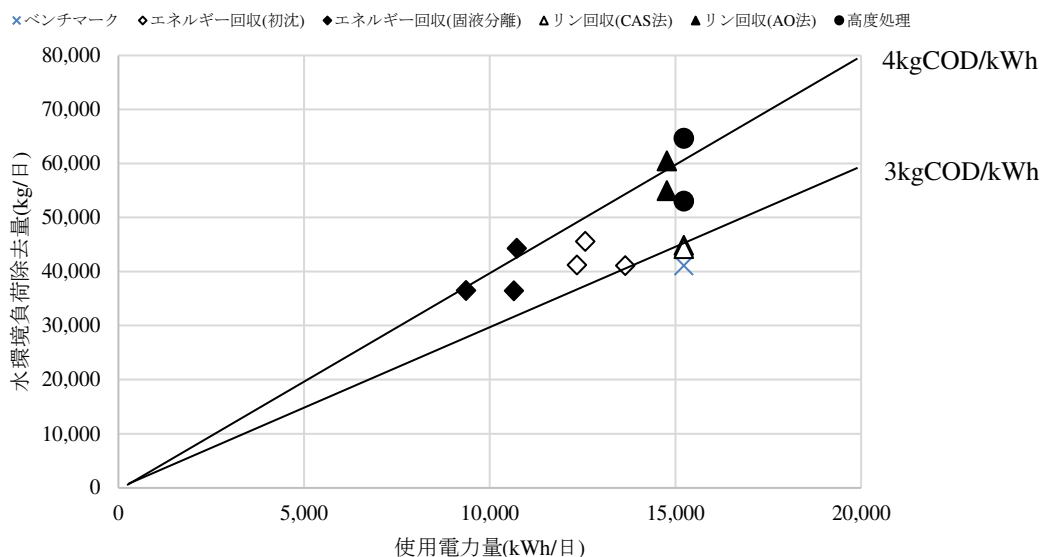


図3-40 水環境効率の変化(モデル処理場)

機能の組合せとしては、物質・エネルギー回収機能としてAO法での灰アルカリ法と高効率固液分離を採用した汚泥焼却発電の組合せで5.94kgCOD/kWhとなり、水・エネルギー回収機能としてA₂O法への酵素処理化と汚泥焼却発電の組合せで6.03kgCOD/kWhと最も大きくなった。一方、水・物質回収機能ではエネルギー回収による使用電力量の減少がなく、結果として4.90kgCOD/kWhに留まった。水・物質・エネルギー循環機能を組合せると水環境効率は7.74kgCOD/kWhと計算され、技術の組合せや新技術の開発目標値として8kgCOD/kWhを考えている。

3.2.4 流域下水道での評価

流域下水道の処理場で、すでに能動的運転管理(季節別運転)に取り組んでいる KK 浄化センターを対象とし、流入負荷量予測に基づく下水処理場運転計画システムも含めて検討した。KK 浄化センターの概要を表 3-17 にまとめた。流域下水道の処理場であり、排除方式は分流式(一部合流)が採用されている。処理能力は約 16 万 m³/日であり、多段硝化脱窒法(多段法)で運転され、リンは凝集剤添加により除去されている。また、固形物の更なる除去のために急速ろ過が設置されている。

KK 浄化センターは平成 4 年に供用開始し、平成 5 年には公共下水道の終末処理場の施設を統合した。(この系列のみ合流式)水処理方式としては 1 系・2 系ともに標準活性汚泥法であるが、1 系は 2 段硝化脱窒法として、2 系は 3 段硝化脱窒法として運転されている。汚泥処理は分離濃縮—脱水—焼却となっている。

表 3-17 KK 浄化センター概要

供用開始	平成4年
排除方式	分流(一部合流)
下水処理量	159,900m ³ /日
水処理方式	1系: 標準活性汚泥法
	2系: 標準活性汚泥法
	急速ろ過, 2系凝集剤添加
汚泥処理方式	分離濃縮-脱水-焼却
備考	高度処理(多段硝化脱窒法)で運転

表 3-18 KK 浄化センターの処理状況

処理水量(m ³ /日)	120,000
流入水質(mg/L)	
SS	180
BOD	190
T-N	38(22)
T-P	5.5(-)
使用電力量(kWh/日)	56,000
電力原単位(kWh/m ³)	0.47
MLSS(mg/L)	1系: 1950
	2系: 1880

(1)対象処理場のプラントフローモデル構築

プラントフローモデル構築にあたっては、オープンデータの積極的な利用を意識し、Web サイトで公開されている「平成 29 年度版維持管理年報³⁶⁾」のデータを利用した。

KK 浄化センターの処理状況を表 3-18 にまとめた。水処理方式として大きく 2 方式が採用されているので、水処理は 2 系列としてモデル化した。維持管理年報の処理施設データ(幅・長さ・深さ)から初沈や終沈の槽容積を計算し、反応タンクはさらに無酸素槽・好気槽に分割した。

構築したプラントフローを検討した各種施策とともに図 3-41 に示す。なお、嫌気性消化槽はエネルギー循環拠点として消化ガス発電を検討する際に追加した。

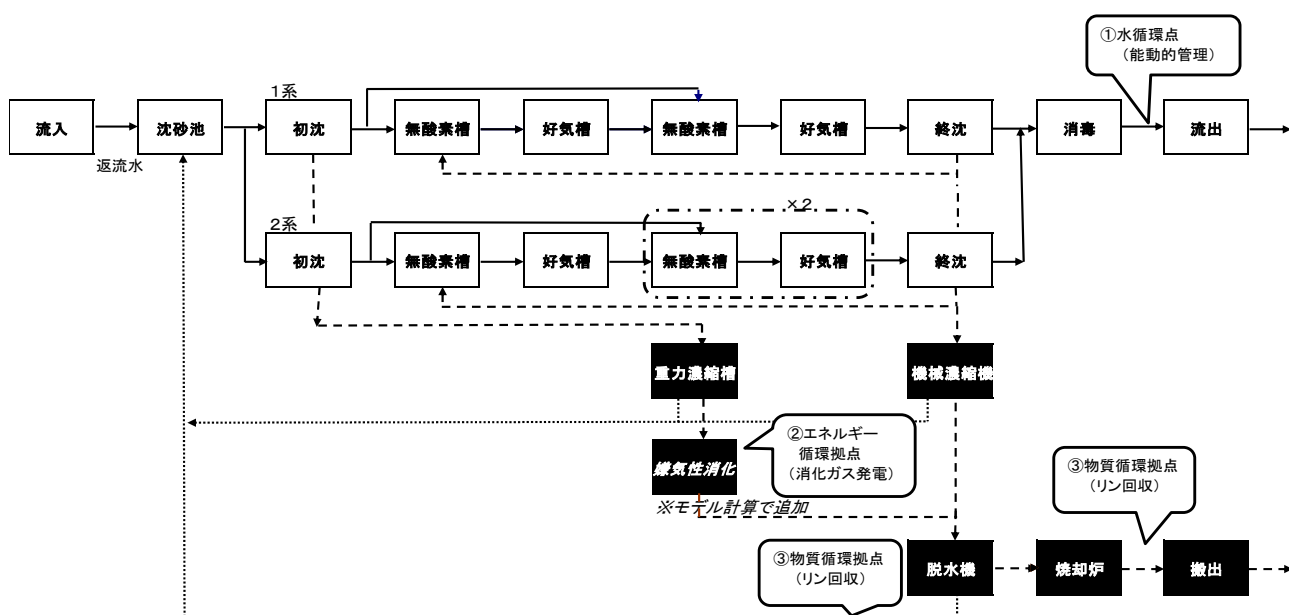


図 3-41 プラントフロー

処理水水温が約 20℃であった 4 月の処理状況を再現することとし、処理水量を処理実績に合せて 2 系列に割り振った。返送率は実績値を入力し、初沈汚泥引抜率も実績値を入力した。生物処理法の基本となる MLSS が実績値と一致するように余剰汚泥引抜率を調整した。KK 浄化センターには流入水系が 2 つあるが、PES では流入水は 1 点しか対応していないため、流入水割合が 6 割と大きい分流水流入下水を使用した。なお、流入水質の溶解性有機物の割合や T-P のうちの PO₄-P の割合といった詳細な情報は入手できなかったため、デフォルトのパラメータを用いて計算した。

また、使用電力量に関しては、電力原単位が 0.47 kWh/m³と施設規模 10 万 m³/日以上で報告されている 0.48 kWh/m³と同等であった。

参考値として MLSS も記載したが、高度処理法であるために約 2000mg/L と少し高めの数値となっていた。

モデル化した処理場の各系列の処理水質の計算結果を図 3-42 に示す。窒素除去を目的とした多段法の処理状況が再現でき、T-N は 1 系実績値 6.6mg/L、計算値 7.7mg/L、2 系実績値 7.4mg/L、計算値 6.2mg/L となっていた。

T-P は凝集剤添加でほぼ一致でき、SS は MLSS を再現することにより処理水質もほぼ一致していた。BOD は有機物分解と脱窒の炭素源としての利用の結果として計算されるために、計算値が 0mg/L となるなど少し乖離があった。

使用電力量の再現結果を維持管理年報に合せて集約した内訳も含めて図 3-43 に示す。実績値の 56,300kWh/日、原単位: 0.47kWh/m³に対して、計算値は 56,470 kWh/日、原単位: 0.47kWh/m³とほとんど一致していた。今回は高度処理法として運転されているために、送風機も含む水処理設備が 54%(計算値: 57%)と最も多く、次いで汚水ポンプ 18%(計算値: 15%)、焼却設備 15%(計算値: 12%)の順となっていた。

以上のことより、構築したプラントフローモデルは実勢を再現できており、シナリオ解析に適用可能と判断した。

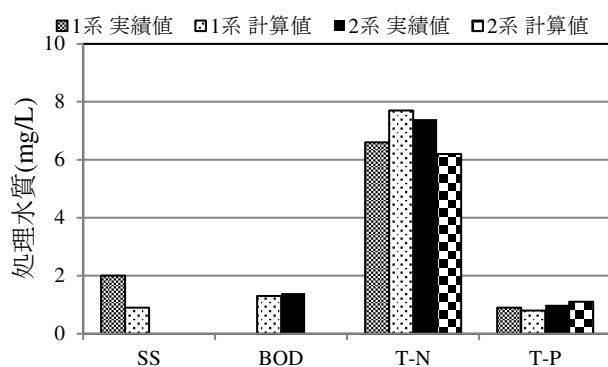


図3-42 処理水質

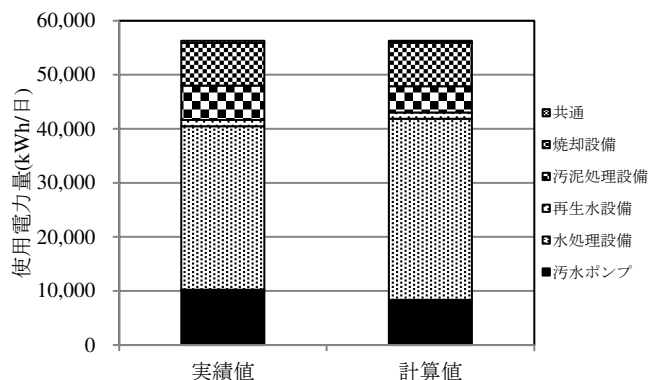


図3-43 使用電力量の再現結果

一部合流式であるため降雨の影響を受けるので、簡易処理量を除いた処理水量をモデル計算の流入流量として使用し、その年間変動を電力原単位とともに図3-44に示す。年間平均値は約12万m³/日であるが、10月は月間降雨量が300mmと最も多かったために処理水量も約15万m³/日と最も多くなっていた。一方、冬場は降雨量も少なく、処理水量も約10万m³/日となっていた。電力原単位は逆のパターンとなり、2月が0.55kWh/m³と最も大きかった。また、1系と2系の分配についても実績値と一致させ、処理水量の多い2系は53~64%、平均で59%を占めていた。

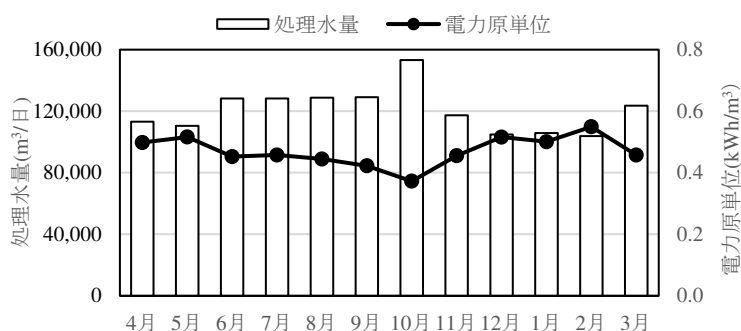


図3-44 処理水量・電力原単位の年間変動

流入水質・処理水質に関しては精密試験として1か月に2回分析されていたので、24回の実績値に対する再現性を確認した。流入水質では、水温は夏場の27℃から冬場の16.5℃まで変化した(平均値22℃)、それ以外の項目はあまり明確な季節変動は見られず年間平均値でBOD 190(150~230)mg/L、SS 180(130~230) mg/L、T-N 38(30~46) mg/L、アンモニア性窒素(NH₄-N) 21(16~24) mg/L、T-P 4.1(3.1~5.5) mg/Lであった。

NH₄-Nは2月に最大値の24mg/Lと冬場に高い傾向にあり、季節別運転には有利であった。

2系処理水硝酸性窒素(NO₃-N)の計算結果を図3-45に、電力原単位の計算結果を図3-46に示す。余剰汚泥引抜率を調整してMLSSを平均値で1900mg/L(実績平均値1880mg/L)とすることにより、窒素除去を目的とした多段硝化脱窒法の処理状況が再現でき、2系処理水NO₃-Nは実績平均値5.7mg/L、計算値5.8mg/Lとなっていた。なお、2月14日の乖離が大きいのは水温が16.5℃と最も低かったためではないかと考察している。また、BODとSSについても同様に計算したが、年間平均値と同様に低くめに計算されていた。

使用電力量のデータは月に1個しかないので電力原単位は個別には乖離もあるが、平均値では実績値0.47kWh/m³、計算値0.47 kWh/m³と一致していた。なお、個別月の差については溶解性BODの割合等といった降雨の水質への影響を十分に反映しきれていないためと考えている。

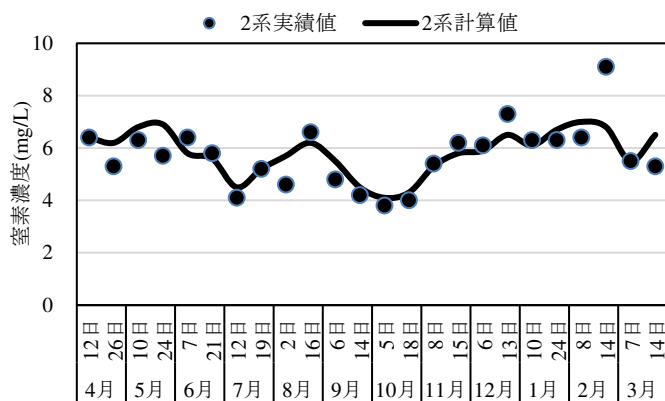


図3-45 2系処理水硝酸性窒素の計算結果

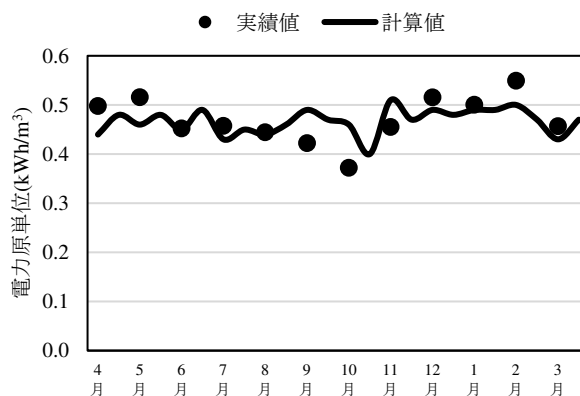


図3-46 電力原単位の計算結果

(2)下水処理場の戦略的管理

戦略管理目標としては従来の放流水質のみでなく、二軸管理で提案されているエネルギー消費も対象とし、瀬戸内海等で実施されている放流水質の能動的管理にも対応可能とした。さらに、再生可能エネルギーの固定価格買取制度: FIT 制度の開始以降導入の進んでいる消化ガス発電を対象とした創エネ運転や、下水道へ流れ込んでいるリンの回収(物質回収)を優先というようなリン回収運転も目標として選択可能とした。そこで、能動的運転管理モード・エネルギー回収モード・リン回収モードについて、その効果を事前把握すべく検討した。

1) 下水処理場シミュレータを用いた運転計画

a) 水循環施策(能動的運転管理)

下水道が放流水質を管理し、地域に望まれる水環境を創造するために能動的運転管理(季節別運転)に取組む下水処理場が増えつつある。ここでは、ノリ養殖等のために放流先への窒素供給を目標とし、脱窒抑制と硝化抑制の効果を、窒素供給量と電力使用量とを併せて評価した。

①脱窒抑制: ステップ流入を中止し、無酸素槽を好気槽に切り替え、槽数を減少させる。

②硝化抑制: 上記に加えて、好気槽での曝気量を制限することにより硝化を抑制する。

酸素必要量(OR)計算から必要空気量を計算し、基本的に有機物酸化に必要な空気量のみ提供し硝化を抑制する。

b) エネルギー回収施策(消化ガス発電)

下水中有機物の化学エネルギーは下水処理場での電力消費量をはるかに上回るとの報告もなされており、下水処理場においても創エネの観点から消化ガス発電や汚泥焼却排ガス発電といった多くの試みを実施されている。特に2012年の固定価格買取制度: FIT 制度開始以降、消化ガス発電の導入が増加している。ここでは具体的に下水処理場への導入や実証が進められているオゾン処理による汚泥可溶化を採用した消化ガス発電を検討した。

c)物質回収施策(リン回収)

物質回収としてはリンを対象とした。ここでは回収量の試算にあたって、焼却灰を対象とした「灰アルカリ法」と消化脱離液(脱水ろ液)を含む返流水を対象とした「MAP 法」を取り上げた。リン回収効率は「下水道におけるリン資源化の手引き」の数値を参考に、灰アルカリ法 50 %・MAP 法 85 %とし、リン回収量はリンフローから計算した。

2) 下水処理場シミュレータを用いた計算結果

a)能動的運転管理モードの計算結果

放流先へ提供できる窒素の形態と提供量を電力原単位と併せて図 3-47 に示す。通常の T-N 6.8mg/L に対して脱窒抑制では 10.9mg/L と 1.6 倍が提供できると試算された。しかしながら、曝気量が増加し電力原単位は 0.51kWh/m³ と若干増加していた。一方硝化抑制では、NH₄-N として 16.6mg/L が提供でき、増加量は 2.4 倍となり、電力原単位は 0.35 kWh/m³ と大幅に削減されていた。

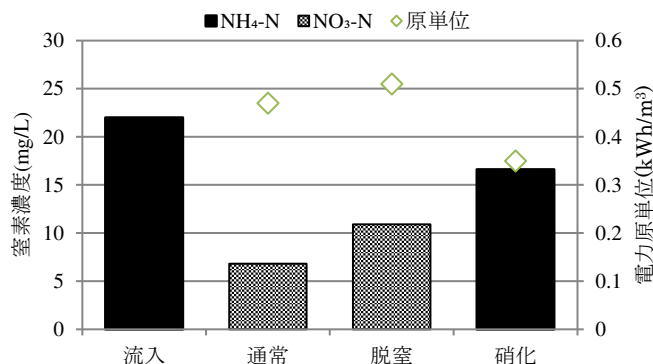


図 3-47 能動的管理の計算結果

b)エネルギー回収モードの計算結果

使用電力量と消化ガス発電量、電力自給率の計算結果を図 3-48 に示す。オゾン注入率 0mgO₃/gSS の初期値での電力自給率は 23.5%であった。電力自給率はオゾン注入率の増加に伴い増加しオゾン注入率 30mgO₃/gSS では 35.7%まで上昇したが、それ以降はオゾン注入率の増加に伴い発電量は増加するものの、電力自給率は逆に低下した。今回の余剰汚泥可溶化のモデルでは反応タンクでの未分解の有機物(固形性 COD)がオゾンにより可溶化されるとしているために、オゾン注入率 30mgO₃/gSS までで分解が終わったことが要因と考察している。また、嫌気性消化槽へ投入される固形物量は 20.5t(初沈汚泥: 9.6t、余剰汚泥: 10.9t)と流入固形物量 21.6t の 9 割と高いことが電力自給率 30%以上と高い要因と示唆された。

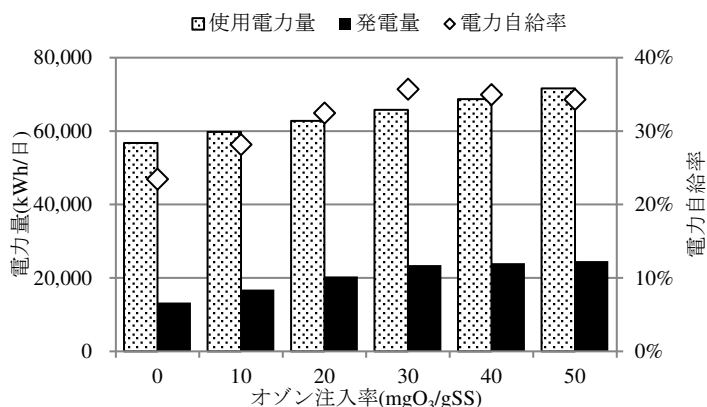


図 3-48 消化ガス発電量と電力自給率

c)リン回収モードの計算結果

エネルギー回収モードで検討した汚泥可溶化を導入するケースについてリン回収量を試算し、流入水中のリン負荷量: 660 kg/日からリン回収率で評価した。KK 浄化センターには焼却炉が設置されているので灰アルカリ法と、脱水ろ液から MAP 法により回収するものとした。

リン回収量とリン回収率の計算結果を図 3-49 に示す。リン回収量はオゾン注入率 0mgO₃/gSS の初期値では焼却灰中に大部分が存在するので灰アルカリ法の回収量が多く、MAP 法も合せたリン回収率は 57%であった。エネルギー回収のためのオゾン処理により可溶化が促進され返流水中のリン負荷量が増大する。特に余剰汚泥が半数以上を占めているおり、オゾン注入率 50mgO₃/gSS では返流水中に全体の 4 割以上が存在する結果、MAP 法での回収量が多く、全体のリン回収率は 82%であった。

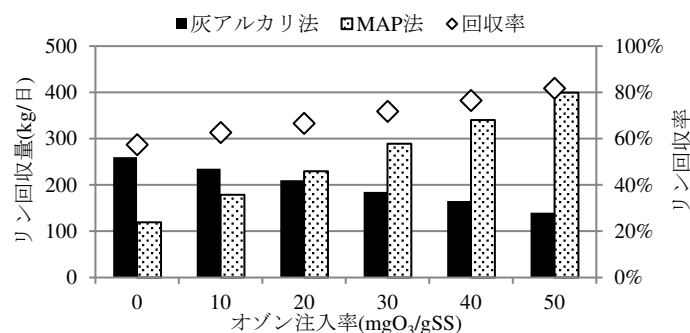


図 3-49 リン回収量

d) 能動的運転管理の運転計画

①脱窒抑制運転

年間平均値の解析でも窒素供給量の増加が期待された脱窒抑制運転について、季節別運転の対象となる冬場(12月から2月)の運転実績データを利用して効果を試算した。1系と2系の処理水量の割合は平均として36%対64%であった。

1・2系処理水中のT-Nを脱窒抑制運転ではない現状のデータと併せて図3-50に示す。現状では無酸素槽の数の違い(1系:2槽, 2系:3槽)により処理水T-Nは2系のほうが低いが、脱窒抑制運転では無酸素槽1槽目以外は好気槽としたため、両系列ともに硝化が十分進行し処理水T-Nは10~13mg/Lと、ほぼ同じであった。処理水T-Nの増加は平均値として1系3.2mg/L, 2系5.3mg/Lであった。

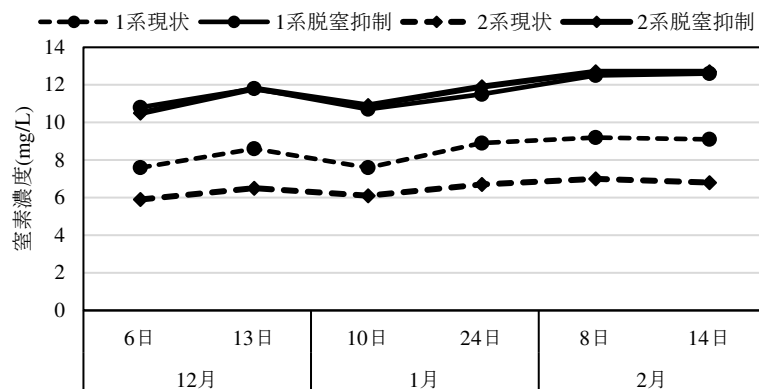


図 3-50 脱窒抑制による処理水 T-N の変化

窒素供給量(=処理水量×処理水 T-N)の増加分を計算すると3カ月で1系363kg/日、2系1,043kg/日となり、現状の窒素供給量2,289kg/日に対してそれぞれ16%, 46%の増加となり、合計窒素供給量は3,695kg/日と62%の増加であった。なお、脱窒抑制運転を実施した場合、放流水窒素負荷量から計算した放流水T-Nは7.4mg/Lと現状の6.4mg/Lに対し1mg/L増加していた。

一方、使用電力量の計算結果を図3-51に示すが、年間平均値での試算と同じく、脱窒抑制運転を実施することにより3カ月の平均値で54,410kWh/日と7%の増加となっていた。しかしながら、窒素の供給効率を窒素供給原単位(=窒素供給量/使用電力量)で計算すると、脱窒抑制運転は3カ月平均で0.023kgN/kWhと現状の0.015kgN/kWhより効率的であると計算された。

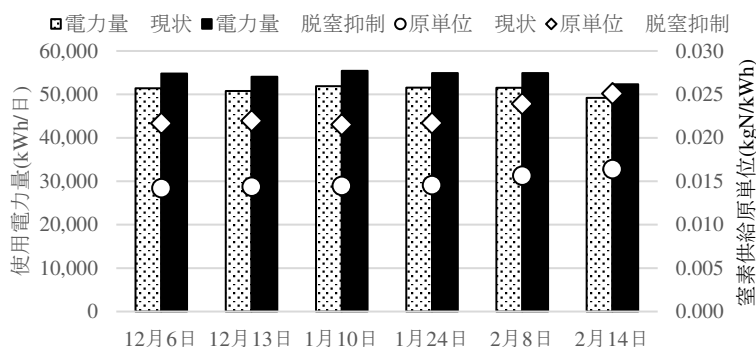


図 3-51 使用電力量と窒素供給原単位(脱窒抑制)

②硝化抑制運転

同様に硝化抑制運転についても季節別運転の対象となる冬場(12月から2月)の運転実績データを利用して効果を試算した。

両系列ともに硝化を抑制した結果、処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ は 12~15mg/L と、ほぼ同じであった。脱窒抑制運転よりも処理水濃度が増加した要因としては、脱窒抑制運転時の返送汚泥由来 $\text{NO}_3\text{-N}$ の無酸素槽での脱窒のためと考えている。処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の増加は平均値として1系 4.9mg/L、2系 6.9mg/Lであった。

窒素供給量の計算結果を図 3-52 に示す。流入水質により違いはあるが、3カ月で1系 565kg/日、2系 1,364kg/日となり、それぞれ 25%、60%の増加となり、合計窒素供給量は現状の 2,289kg/日に対して 4,218kg/日となり 85%の増加であった。

一方、使用電力量の計算結果では、年間平均値での試算と同じく、硝化抑制運転を実施することにより3カ月の平均値で 45,210kWh/日と 11%の削減となっていた。

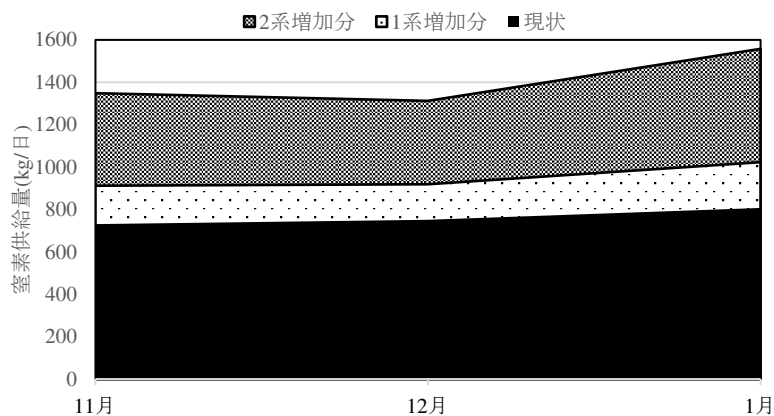


図 3-52 窒素供給量の計算結果（硝化抑制）

2)栄養塩類供給とエネルギー回収の総合評価

下水処理場の栄養塩類供給機能とエネルギー回収機能の総合評価にあたり、まずは電力自給率の向上のために以下の施策を検討した。

①省エネのため MLSS・返送率・好気槽 DO の低減

標準活性汚泥法の MLSS1500mg/L、返送率 20%、好気槽 DO1.0mg/Lに変更

②好気槽は硝化抑制運転

③創エネのため嫌気性消化・消化ガス発電を導入

④消化ガス発生量増加のためオゾン可溶化導入

オゾン注入率は最も効果的だった 30mgO₃/gSS とした。

また、リン除去のための凝集剤注入は停止し、焼却炉も停止した。

各施策を実施した場合の使用電力量と電力自給率の計算結果を図 3-53 に示す。省エネ施策と消化ガス発電の導入により、使用電力量は 52,850kWh/日と 6%の削減となり電力自給率は 25%であった。硝化抑制運転とすることにより、使用電力量は 34,330kWh/日と 39%の削減となり電力自給率は 42%となった。オゾン可溶化を導入すると使用電力量は 35,450kWh/日と硝化抑制運転よりも増加するが、電力自給率は 79%まで上昇した。

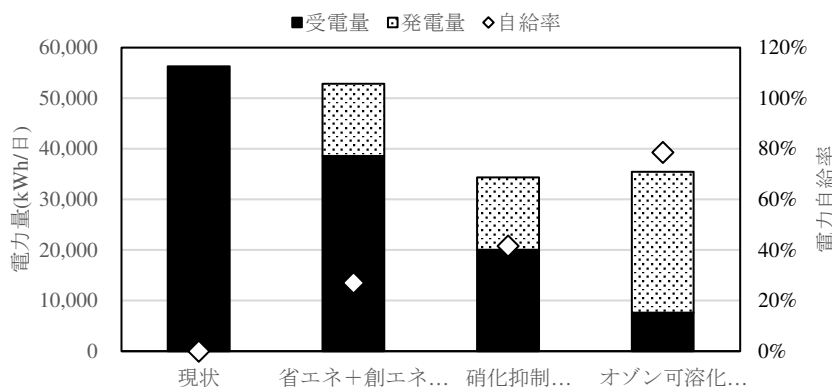


図 3-53 電力自給率の計算結果

3.3 結語

本章では、下水処理場を流域の水・物質・エネルギー循環の拠点とすべく、48,000m³/日という中規模モデル処理場を対象に下水処理場機能評価システムを使用し、各種エネルギー回収施策・リン回収施策を水環境効率等で評価した。本研究で得られた主な成果は以下のとおりである。

- ① 下水処理場内での挙動を水質変化と使用電力量からエネルギーフロー解析により検討したところ、流入下水中有機物のエネルギーポテンシャルは消化ガス発電により約10%は回収されるが、大部分は曝気槽と焼却炉での無機化により損失していた。流入下水中有機物のエネルギーポテンシャル60,000kWhの9割を損失するために、4割に相当する25,000kWhの電気エネルギーを追加投入していると計算された。
- ② 電力自給率の向上施策の検討では、電力自立に必要なCODは高効率固液分離の導入で2800mg/L(51%低減)、汚泥炭投入で1800mg/L(69%低減)、汚泥可溶化の導入で4700mg/L(19%低減)、高効率散気装置で4900mg/L(16%低減)、擬似循環式硝化脱窒法への切替で5700mg/L(2%低減)となると計算された。通常の初沈の有機物回収率である40%程度では自立に必要なCODは2000mg/L以上と自立の可能性は低いが、省エネとの組合せで電力原単位を0.2kWh/m³まで低下させると高効率固液分離や汚泥炭のように有機物回収率が60%を超えると1000mg/Lまで低下し、可能性は高まるものと示唆された。
- ③ エネルギー回収施策の検討として、消化ガス発電に高効率固液分離を導入することにより、電力自給率は13.0%と約2倍となり、汚泥焼却発電と組合せた複合発電とすることにより、発電量は4,460kWh/日となり、電力自給率18.6%と約3倍になることが期待できた。
- ④ 地域バイオマス拠点として生ごみを直接投入型ディスポーザーにより受入れた試算によると、処理区の50%に導入したケースでも発電増加率は15%程度に留まった。一方、し尿や浄化槽汚泥を受入れた試算では総発電量として7,660kWh/日が期待できた。ただし、し尿を受入れる場合には返流水による水処理への影響の配慮が必要である。
- ⑤ 物質回収としてのリン回収法では水処理工程で積極的にリンを汚泥に移行するAO法での回収量が多く、焼却灰を対象とする灰アルカリ法では3割に相当する65kgが回収できる結果となったが、消化脱離液を対象とするMAP法は地域バイオマスを嫌気性消化槽に受入れるシナリオで高い結果となった。
- ⑥ 物質・エネルギー回収機能を下水処理場の環境性能として水環境効率という指標で評価すると、エネルギー回収しない1.62kgCOD/kWhが高効率固液分離を導入した消化ガス発電では1.75kgCOD/kWhとなり、複合発電では1.87kgCOD/kWhまで向上していた。リン回収法ではリン回収量を水環境負荷量として加算した効果で、AO法の灰アルカリ法で2.46kgCOD/kWhとなりMAP法でも2.23kgCOD/kWhと、エネルギー回収よりも高い結果であった。
- ⑦ 施策の組合せによる物質・エネルギー循環拠点として各機能の水環境効率の試算によると、エネルギー拠点としては創エネ施策である地域バイオマスの受入を組込んだ複合発電と省エネ施策である硝化抑制運転の組合せにより水環境効率は2.75kgCOD/kWhとなった。物質循環拠点としてはリンを対象として同様に地域バイオマスを組込んだ灰アルカリ法とMAP法の組合せにより水環境効率は2.99kgCOD/kWhと試算された。
- ⑧ 下水再生水システムを再生水水質と使用電力量から、4つの再生水レベルを設定しパフォーマンス評価したところ、使用電力量としては二次処理の処理場全体で20,820kWh/日(電力原単位: 0.43kWh/m³)が高度処理では22,870kWh/日、再生水処理では25,830kWh/日と増大していた。特に再生水電力量の増加が大きかった。
- ⑨ 再生水に残存しているCOD・T-N・T-Pを環境負荷量に換算し、再生水電力原単位と併せて評価したところ、二次処理の環境負荷量約30,000kg/日を高度処理では約15,000kg/日まで半減させるために電力原単位は0.07kWh/m³増加していた。また、流入水中に存在する78,000kg/日の環境負荷量が初沈では70,000kg/日へ若干低下し、二次処理水では30,000kg/日と60%以上が除去され、高度処理水ではA₂O法により窒素・リンが除去され、環境負荷量は15,000kg/日とさらに半減していた。
- ⑩ 3つのモデル都市を取り上げ、いくつかの施策についてエネルギー回収や物質回収を検討し、流域電力自給率をエネルギーポテンシャル利用率から比較した。U市は、下水処理量はM市の1.7倍

であったが流入水BODが100mg/Lと低いため、エネルギーポテンシャルは18.6万kWh/日とM市の1.2倍であった。発電量はM市とU市でほぼ同じであったが、エネルギーポテンシャル利用率がM市は20%とG市より2ポイント高く、M市の流域電力自給率が57.4%と最も高い結果に繋がったと考察している。物質循環として流域リン回収率で評価したところ、G市では焼却灰からのリン回収を既に実施していることもあり、水処理でのリン除去量は615kg/日、除去率91%と最も多く、流域リン回収率も46%と最も高い結果であった。下水処理場は流域の物質・エネルギーの循環拠点として高いポテンシャルを有していることが試算できたが、そのポテンシャル活用には流域特性も含めた検討が重要と考えている。

- ⑪ 大規模処理場であるK市A処理場を取り上げ、エネルギー回収や物質回収、高度処理化を検討した。エネルギー回収の計算結果では、現状に消化ガス発電を導入すると17,600 kWh/日の発電量が期待でき、電力自給率は11.6 %と計算された。初沈污泥全量と3処理場からの受入污泥を対象とすると電力自給率は25.4 %まで上昇した。加えて余剰污泥を可溶化すると51,760 kWh/日まで増加するものの、使用電力量も179,590 kWh/日まで増加し、電力自給率は28.8 %に留まった。
- ⑫ リン回収の計算結果では、焼却灰からの回収量が250 kg/日、回収率19 %と多く、全体では27 %の回収率であった。他の処理場からの污泥受入や余剰污泥も対象とすると、脱水ろ液からの回収量が増加し、約800 kg/日、回収率46 %となり、全体ではリン回収率は5割を超えていた。高度処理化の計算結果では、窒素除去を目的とした循環法・A₂O法では処理水T-Nは6 mg/L程度と標準法の半分程度まで低下していた。処理場全体でみても放流水質の向上が見られ、電力原単位もわずかなではあるが低下する傾向が見られた。
- ⑬ 水・物質・エネルギー循環機能を下水処理場の環境性能として水環境効率で評価すると、現状の2.68kgCOD/kWhがエネルギー回収施策では発電量の増加により実質的な使用電力量が減少し、水環境効率は向上する傾向になり、物質回収施策ではリン回収量の増加により水環境効率は向上する傾向にあった。水循環施策である高度処理化では、水環境負荷除去量の増加により水環境効率は3kgCOD/kWhまで向上していた。水・物質・エネルギー施策を同時に実施すると、発電による使用電力量の減少とリン回収による水環境負荷除去量の増加により、水環境効率は4 kgCOD/kWhを超えると試算された。
- ⑭ 下水処理場の栄養塩類供給機能(能動的管理)をエネルギー回収機能と併せ、ポテンシャルを総合的に評価した。能動的運転管理では通常のT-N 6.8mg/Lに対して脱窒抑制運転では10.9mg/Lと1.6倍が供給できると試算された。硝化抑制運転ではNH₄-Nとして16.6mg/Lが供給でき、増加量は2.4倍となり、電力原単位は0.35 kWh/m³と大幅に削減されていた。エネルギー回収ではオゾン注入率30mgO₃/gSSまでは電力自給率は23.5%から35.7%に上昇したが、それ以降は低下した。
- ⑮ 能動的運転管理の対象となる冬場の運転実績データを利用した試算によると、脱窒抑制運転では処理水NO₃-Nが10~13mg/Lに増加し、窒素供給量は62%の増加となった。硝化抑制運転では処理水NH₄-Nが12~15mg/Lに増加し、窒素供給量は85%の増加となった。使用電力量は脱窒抑制運転では増加するものの、硝化抑制運転では大きく減少していた。

モデル処理場での試算により、現状では流入水中有機物のエネルギーポテンシャルを十分には活用できていないことが分かり、現在導入されているエネルギー回収施策を導入しても電力自給率は2割程度と試算された。

物質・エネルギー循環拠点としての施策を提案した水環境効率で評価すると、現状は1.62kgCOD/kWhと計算され、エネルギー循環施策では水環境効率は2.75kgCOD/kWhに向上し、物質循環施策では水環境効率は2.99kgCOD/kWhまで向上すると試算された。水環境効率という指標で下水処理場の物質・エネルギー循環機能が的確に評価しうることが明らかとなった。一方、実際のK市A処理場での評価では、高度処理化による水循環施策も含めた組合せ施策は水環境効率が4kgCOD/kWhを超えると試算され、運転管理のポテンシャルの高さが示唆された。また、電力原単位を実処理場に近づけたモデル処理場での試算では、水・物質・エネルギー循環機能の組合せで水環境効率6kgCOD/kWhとなり、水環境効率8kgCOD/kWh程度を目標とした技術開発や組合せの実証が必要ではないかと考察している。

<引用・参考文献>

- 1) 国土交通省下水道部: 水環境マネジメント検討会報告書, (平成25年3月).
- 2) 小川文章, 島田正夫, 森豊: 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステムに関する実証事業, 第49回下水道研究発表会講演集, pp.667-669, 2012.
- 3) 宗宮功, 福嶋俊貴: 下水中の有機物の高度利活用に関する研究, 下水道協会誌, Vol.49 No.595, pp.97-103, 2012.
- 4) 日本下水道事業団技: エネルギー回収を目的とした嫌気性消化プロセスの評価に関する報告書, p17, 2012.
- 5) 下水道新技術推進機構年報: メンブレンパネル式散気装置(深槽への適用)に関する研究, p3, 2004.
- 6) 宮田篤: 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステム, 再生と利用, Vol.39 No. 146, pp.92-97, 2015.
- 7) 守屋由介, 柳瀬哲也, 増井文典, 松村茂樹: 脱水・燃焼・発電を全体最適化した革新的下水污泥エネルギー転換システム, 再生と利用, Vol.38 No.142 pp.58-63, 2014.
- 8) 吉田綾子, 山縣弘樹, 斎野秀幸: 北海道歌登町におけるディスポーザー排水の負荷量原単位に関する調査, 下水道協会誌, Vol.41 No. 501 pp.134-146, 2004.
- 9) 日本下水道新技術機構: 下水処理場へのバイオマス(生ごみ等)受入に関する共同研究, 下水道新技術研究所所報, pp.85-90, 2010.
- 10) 日高平, 津森ジュン: 污泥リサイクルの新技術の課題と研究動向, 下水道協会誌, Vol.51 No. 626 pp.17-19, 2014.
- 11) 山口裕司: 下水道におけるリン資源化について, 下水道協会誌, Vol.47 No.573 pp.8-11, 2010.
- 12) 永禮英明, 藤原拓, 赤尾聡史, 前田守弘, 山根信三: 回収・再資源化を目的としたバイオマスからの元素抽出, 環境工学研究論文集, Vol.48 III.461-III.466, 2011.
- 13) 工藤修一: 福岡市の MAP 法によるリン回収の現状について. 下水道協会誌, Vol.47 No.573 pp.23-25, 2010.
- 14) 中川博: 岐阜市における下水污泥焼却灰からのリン回収事業, 水環境学会誌, Vol.34(A) No.1 pp.16-20, 2011.
- 15) 高岡昌輝: リン資源の現状と下水からの回収, 再生と利用, Vol.34 No.127 pp.23-31, 2010.
- 16) U.Ballabio, T. Vollmeier: Current situation and future possibilities for the sewage sludge valorization, PROCEEDINGS_ecoSTP2014, 2014.
- 17) 国土交通省下水道部: 下水道におけるリン資源化の手引き, (平成 22 年 3 月).
- 18) 重松賢行, 吉田綾子, 山下尚之, 田中宏明: 下水再生水の畑地灌漑利用における土壌及び水環境に及ぼす影響, 環境工学研究論文集, Vol.44 pp.39-47, 2007.
- 19) 松井正樹, 白崎亮, 金井真, 甘道公一郎: MBR を用いた高度処理化に関する実証的研究ーサテライト処理への槽外型 MBR の適用についてー, 下水道協会誌, Vol.49 No.593 pp.99-108, 2012.
- 20) 小越眞佐司, 山縣弘樹, 宮本綾子: 地球温暖化対策としても下水処理水再利用の定量的効果に関する検討, 国総研下水道関係調査研究年次報告書集, 2010.
- 21) 難波建二郎: 平成27年度末の下水道整備状況について, 下水道協会誌, Vol.53 No.649 pp.38-44, 2016.
- 22) 松山市下水道部: 第3次松山市下水道整備基本構想, (平成20年2月).
- 23) 宇都宮市上下水道局: 宇都宮市生活排水処理基本計画, (平成23年3月).
- 24) 岐阜市上下水道事業部: 岐阜市生活排水処理基本計画, (平成28年3月).
- 25) 小嶋徹也: 松山市中央浄化センターにおける消化ガス発電導入と固定価格買取制度による売電, 再生と利用, Vol.39 No.149 pp.35-38, 2015.
- 26) 江連伸也, 菊地淳: 川田水再生センターにおける消化ガス発電事業の取組み, 再生と利用, Vol.40 No.153 pp.22-24, 2016.
- 27) 中村亮太: 下水污泥焼却灰からのリン回収技術の実用化について, 下水道協会誌, Vol.50 No.607 pp.25-28, 2013.
- 28) 岡崎貴之, 清水敏秀, 森田昭: し尿処理施設の精密機能検査にみる運転実績の現状について (第4報), 日本環境衛生センター所報, No.,28, pp.81-97, 2001.
- 29) 国総研下水道研究部下水処理研究室: バイオガスを効率的に集約・活用する技術導入ガイドライン(案), 2019.
- 30) 工藤守: 山形市浄化センターにおける消化ガス発電の運用について, 再生と利用, Vol.38 No. 144 pp.45-47, 2014.
- 31) 京都市上下水道局: 京の水ビジョン, (平成30年3月).
- 32) 八嶋学, 高田裕士, 有松昌洋, 市橋岳: 京都市の下水污泥有効利用拡大に向けた取り組み事例, 環境浄化技術, Vol.15 No.3 pp.45-48, 2016.
- 33) 京都市上下水道局: 平成28年度版公共下水道統計年報.
- 34) 京都市上下水道局: 平成28年度版水質試験年報 公共下水道事業編.
- 35) 野村克己: 京都市における地域特性を活かした高度処理計画, 下水道協会誌, Vol.35 No.430 pp31-35, 1998.
- 36) 兵庫県まちづくり技術センター: 加古川下流浄化センター平成29年度下水道事業管理年報.

第4章 下水処理場機能のオープンデータを利用した実処理場での評価

4.1 処理場での評価

4.1.1 大規模処理場(処理能力 20 万 m³/日)での検討

下水処理場の電力自立と CO₂ 排出量実質ゼロのポテンシャル評価にあたり、流域下水道の下水処理場で処理能力 15～20 万 m³/日の 5 ヶ所を対象に、処理能力 192,000 m³/日のモデル処理場も加えて使用電力量や CO₂ 排出量を試算した。対象の選定にはあたっては、消化ガス発電を導入済で高度処理や焼却炉の影響を比較できるようにした。また、処理場フローモデル構築に利用できる施設情報が維持管理年報等として公開されていることを前提とし、データは平成 30 年度のものを使用した。

(1)対象とした下水処理場

選定した 5 ヶ所の下水処理場の仕様をまとめて表 4-1 に示す。

A 処理場は処理能力 196,000 m³/日であり、水処理方式は嫌気好気活性汚泥法(AO 法)と標準活性汚泥法(標準法)が採用されている。汚泥処理は焼却炉が設置されており、焼却灰として搬出されている。唯一、一部合流式が採用されており、降雨の多い月には 15 万 m³/日程度の流入量となっている。消化ガスは焼却炉補助燃料としても利用されている¹⁾。

B 処理場は処理能力 222,000 m³/日であり、水処理方式はすべて標準法が採用されている。なお、汚泥処理は A 処理場と同様に焼却炉が設置されており、焼却灰として搬出されている。消化ガスも同じく焼却炉補助燃料としても利用されている²⁾。

C 処理場は処理能力 153,000 m³/日であり、水処理方式は循環式硝化脱窒法(循環法)と標準法が採用され、一部が高度処理対応となっている。脱水汚泥(一部は乾燥汚泥)として搬出され、セメント原料として利用されている。消化ガスは乾燥炉補助燃料としても利用されている³⁾。

D 処理場は処理能力 148,000 m³/日であり、水処理方式は AO 法と循環法が採用され、高度処理対応となっている。脱水汚泥として搬出され、セメント原料として利用されている。消化ガスの一部は余剰ガス燃焼されている⁴⁾。

E 処理場は処理能力 134,000 m³/日であり、水処理方式は標準法と AO 法が採用されている。脱水汚泥として搬出され、コンポストとして利用されている。D 処理場同様に消化ガスの一部は余剰ガス燃焼されている。再生水を場外に供給しており、再生水製造設備としてオゾン処理が採用されている⁵⁾。再生水設備の電力原単位は 1.3kWh/m³である。

実処理場に加えて処理能力 192,000 m³/日のモデル処理場(M 処理場)も対象として加えた。水処理方式は標準法と嫌気無酸素好気法(A₂O 法)を採用し、2 系列等量処理とした。汚泥処理は焼却炉を設置し、焼却灰として搬出する。消化ガスは全量消化ガス発電に利用する。なお、流入水質については平成 29 年度下水道統計から分布を調べ、最頻値を採用した。流入水質は実処理場と同じような濃度であった。

表 4-1 下水処理場の仕様一覧

項目	単位	A 処理場	B 処理場	C 処理場	D 処理場	E 処理場	M 処理場
処理能力	m ³ /日	196,000	222,000	153,000	148,000	134,000	192,000
排除方式		一部合流式	分流式	分流式	分流式	分流式	分流式
水処理方式		AO 法・標準法	標準法	循環法・標準法	AO 法・循環法	標準法・AO 法	標準法・A ₂ O 法
汚泥処理		分離濃縮－消化－脱水－焼却	分離濃縮－消化－脱水－焼却	分離濃縮－消化－脱水	分離濃縮－消化－脱水	分離濃縮－消化－脱水	分離濃縮－消化－脱水－焼却
搬出形態		焼却灰	焼却灰	脱水汚泥 セメント原料として利用	脱水汚泥 セメント原料として利用	脱水汚泥 コンポスト工場で利用	焼却灰
処理量	m ³ /日	129,000	114,000	125,000	97,000	149,000	144,000
流入水質							
BOD	mg/ L	200	200	182	170	200	180
SS	mg/ L	200	180	194	140	201	180
T-N	mg/ L	43	43	32	30	42	40
NH ₄ -N	mg/ L	29	29	-	20	24	-
T-P	mg/ L	5.9	5.4	4.1	3.7	3.1	4.5
使用電力量	kWh/日	39,900	57,100	66,900	56,100	64,500	69,080
電力原単位	kWh/m ³	0.31	0.50	0.54	0.58	0.43	0.48
発電量	kWh/日	12,300	7600	12950	5100	23,300	19,040
電力自給率	%	31%	13%	19%	9%	36%	28%
放流先		河川	海域	河川	海域	海域	海域
備考		消化ガスは焼却炉補助燃料としても利用	消化ガスは焼却炉補助燃料としても利用	消化ガスは乾燥炉補助燃料としても利用	余剰ガス燃焼装置で無効消費	余剰ガス燃焼装置で無効消費 再生水設備が有	モデル施設

水処理方式：標準法（標準活性汚泥法）、AO 法（嫌気好気法）、循環法（循環式硝化脱窒法）、A₂O 法（嫌気無酸素好気法）

（処理量の多い順に記載）

今回注目している電力自立に関して、電力原単位と電力自給率を計算した。電力原単位は $0.31 \sim 0.58 \text{ kWh/m}^3$ となり、施設規模 10 万 $\text{m}^3/\text{日}$ 以上で報告されている 0.48 kWh/m^3 や下水道統計から全国の使用電力量と処理量から計算した 0.45 kWh/m^3 とほぼ同等であった。海外の国単位で報告されている米国 0.52 kWh/m^3 、ドイツ 0.40 kWh/m^3 とは近いものであったが、中国の 0.31 kWh/m^3 に近いのは A 処理場のみであった。下水処理場の電力消費には施設規模や処理方式、散気方式や放流水質規制等が影響すると指摘されているが、窒素除去の高度処理が採用されている C・D 処理場が 0.5 kWh/m^3 以上と高い結果であった。なお、焼却炉設置の影響は明確ではなかった。

電力自給率については $9 \sim 36\%$ と大きな差があった。いずれの処理場も発電電力は場内利用であり、補助燃料や余剰燃焼するなど消化ガスを発電に最大利用してはなく、電力自給率を向上させるポテンシャルはあると考えている。海外では、すでに電力自立(実際はエネルギー中立; Energy Neutrality)を達成した処理場もいくつかあるが、有機物回収量の増加や効率的な窒素処理といった取組みが進められている。

(2) 下水処理場シミュレータ(PES)による再現結果

電力自立や温室効果ガス削減のシナリオ解析には下水処理場機能評価システム(PES; Performance Evaluation System)を使用し、省エネや創エネの各施策を比較検討した。

まずは、水処理の基本となる MLSS の再現を実施した。返送率・余剰汚泥引抜率は実績値を入力したので、初沈沈降効率を変更することにより調整した。図 4-1 に示すように 5 ヶ所の処理場での MLSS をおおむね再現できていた。初沈沈降効率を変更した初沈汚泥引抜の妥当性は重力濃縮汚泥引抜固形物量で実績値と確認した。

MLSS の実績値は E 処理場の 1 系列を除き 1500 mg/L 以上であり、高度処理を採用している C・D 処理場では 2000 mg/L を超えていた。ただし、標準法でも 2000 mg/L を超えるケースもあり、省エネの観点からは改善の余地があると考察している。

使用電力量に関しては 5 ヶ所の処理場について、ほぼ実績を再現することができ、電力原単位として $0.31 \sim 0.58 \text{ kWh/m}^3$ となっていた。電力量の内訳について、詳細が報告されている A 処理場の計算結果を図 4-2 に示す。送風機設備が約 33% で最も多く、次いで焼却設備を含む汚泥処理設備の約 29% といった傾向も再現できていた。

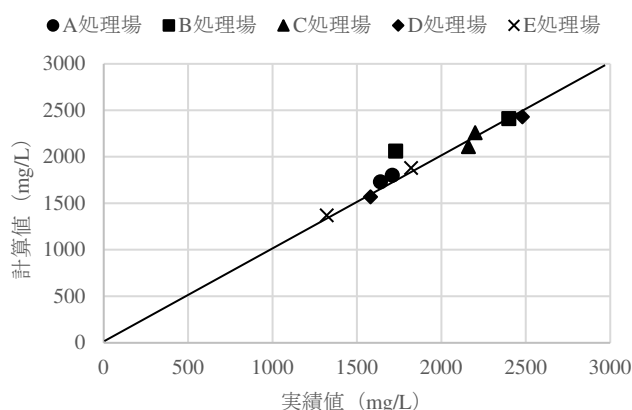


図 4-1 MLSS の再現結果

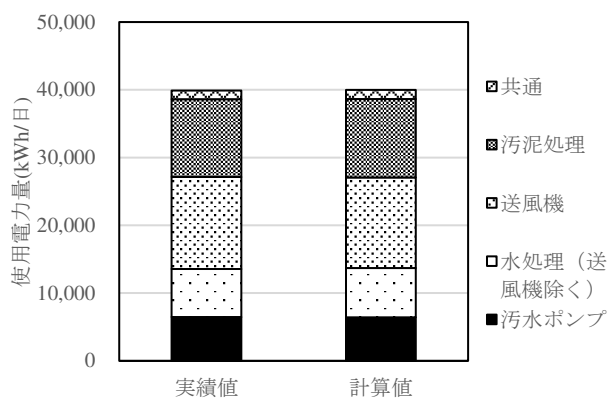


図 4-2 使用電力量の内訳(A 処理場)

電力自立の重要施策として取り扱う消化ガス発電のベースとなる消化ガス発生量の再現結果を図 4-3 に示す。処理場毎に若干バラツキはあるがガス発生倍率 $13 \sim 20$ と妥当な結果となっていた。

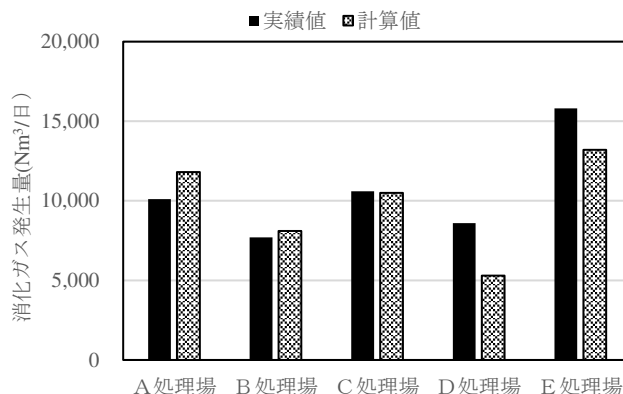


図 4-3 消化ガス発生量の再現結果

(3)電力自立・CO₂排出量実質ゼロのシナリオ評価

省エネと創エネを高効率機器の導入や運転プロセスの変更といった施策からいくつかのシナリオを作成し、電力自立とCO₂排出量実質ゼロの観点から評価した。

下水処理場の電力自立の向けには、農業集落排水処理施設やし尿・浄化槽といった廃水処理施設、生ごみや畜産廃棄物といった多分野連携による資源・エネルギー循環といったアプローチも提案されている⁶⁾が、まずは第一段として下水処理場内での省エネ・創エネから検討した。

<<省エネ施策>>

- ① 高効率機器の導入: 電力使用量の多い反応タンクに対して、設備更新等に併せて酸素移動効率が2倍となる高効率散気装置を導入する。
- ② 反応タンク管理の適正化: 余裕をもって高めに運転している反応タンクのMLSSを標準法・AO法の処理系列は初沈汚泥引抜率の変更により1500 mg/Lに低減する。(併せて、返送率を25%とし、DOも1.0 mg/Lとする。)
- ③ 硝化抑制運転の徹底: 中途半端に硝化が進行している標準法・AO法の処理系列を酸素必要量(OR)の計算⁷⁾から有機物酸化に必要な空気量のみを供給し、硝化を抑制する。

<<創エネ施策>>

- ④ 一次処理(初沈)での固形物回収量増加: 高効率固液分離装置⁸⁾等を導入し、初沈での固形物回収量を増加させる。
- ⑤ 消化ガス発生量の増加: 余剰汚泥(機械濃縮汚泥)をオゾン処理で可溶化する。オゾン注入率50mgO₃/gSSで消化ガス発生量が約2倍⁹⁾となる。オゾン発生効率は10kWh/kgO₃とした。

なお、施策は単独のみではなく組合せも実施するものとし、すべての処理場を同一で比較するために消化ガス発電は発電効率が約40%と高い燃料電池とした。

(4)電力自立の試算結果

電力自給率が80%を超えたA・C・Eの3ヶ所の処理場とモデル処理場(M処理場)の電力自給率の計算結果を図4-4に示す。「基本」は、消化ガスの発電ポテンシャルを最大限利用するために、全量を発電に利用した計算結果である。消化槽加温には発電廃熱を利用し、焼却炉の補助燃料は別途都市ガスを使用することとした。「省エネ」はシナリオ①～③の結果をまとめ、「省エネ+創エネ」はシナリオ①～⑤の結果をまとめたものである。

すべてのシナリオを実施することにより、A処理場では電力自立(電力自給率100%以上)が達成可能と試算された。省エネシナリオはA・C・E処理場で有効であり、高効率散気装置の導入が70%以上と大きく寄与していた。また、標準法の処理場ではMLSSの適正化や硝化抑制運転も20%程度寄与していた。創エネシナリオはA・C処理場に貢献しており、汚泥可溶化の寄与が90%と大きかった。モデル処理場(M処理場)では運転条件がMLSS1500 mg/L、余剰汚泥引抜率1%としたために創エネ効果が小さく、電力自給率は50%に留まっていた。

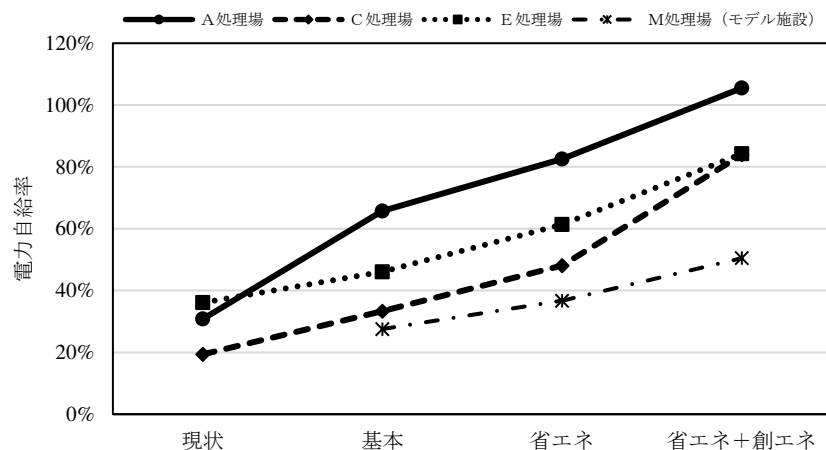


図4-4 電力自給率の計算結果

電力自立が可能と試算されたA処理場の電力自給率の変化を図4-5に、各施策の寄与割合を図4-6に示す。ガス発生倍率が18倍と高く、電力原単位も0.31 kWh/m³と小さいため、基本でも電力自給率は66%であった。汚泥焼却炉補助燃料やボイラ燃焼等で利用されている消化ガスも発電に回したことで、発電効率の良い燃料電池を採用したために現状の31%よりも大幅に高くなった。

加えて省エネ施策を導入すると高効率散気装置の効果(15%)で使用電力量が31,840kWh/日と2割近く削減され、電力自給率は83%まで向上した。創エネ施策を導入すると使用電力量は36,780 kWh/日と増加する。しかしながら、可溶化効果(15%)で発電量が38,800 kWh/日と5割近く増加するために電力自給率は105%となり、電力自立が可能と試算された。

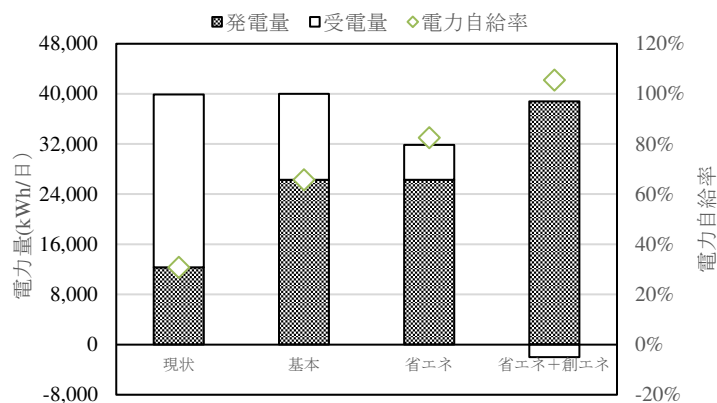


図 4-5 電力自給率の変化(A 処理場)

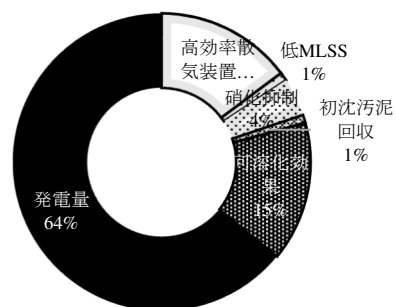


図 4-6 施策の寄与割合(A 処理場)

次いで電力自給率の高かったC処理場の電力自給率の変化を図4-7に、各施策の寄与割合を図4-8に示す。A処理場とは異なり、一部高度処理が採用されているために電力原単位が0.56 kWh/m³と大きく、基本の電力自給率は33%と高くはない。

省エネ施策を導入すると高効率散気装置の効果(19%)に加えて、標準法のMLSSが2000 mg/L以上と高かったために適正化の効果(7%)も大きかった。使用電力量は48,730 kWh/日と3割近く削減され電力自給率は48%まで向上した。創エネ施策を導入すると使用電力量は59,040 kWh/日と増加するものの、A処理場同様に可溶化効果(24%)が大きく、発電量が49,540 kWh/日と2倍以上に増加し、電力自給率は84%まで向上した。

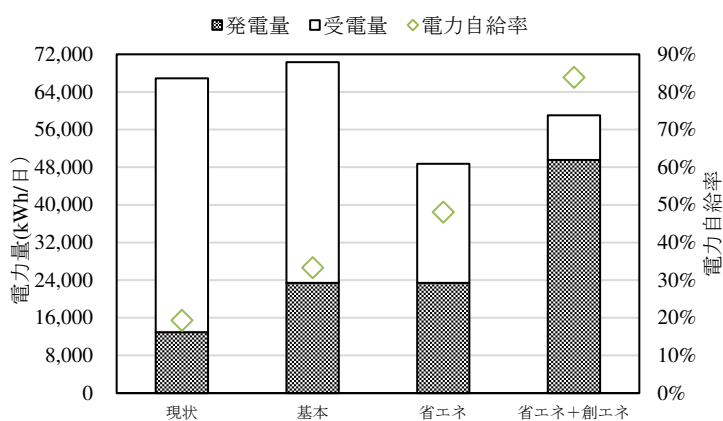


図 4-7 電力自給率の変化(C 処理場)

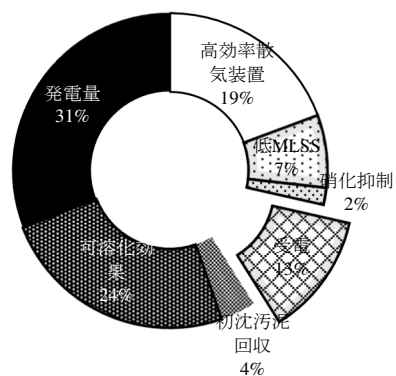


図 4-8 施策の寄与割合(C 処理場)

(5)CO₂排出量の試算結果

GHG排出量計算の一例としてB処理場の計算結果を図4-9に示す。B処理場は焼却炉を有し、高度処理は実施していない。日本の下水道部門からの排出量と同様に、電力消費CO₂が58%と半分以上を占め、次いで汚泥焼却N₂Oが19%、下水処理N₂Oが10%となっていた。

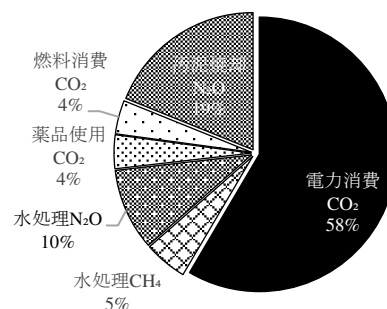


図4-9 GHG排出量の内訳(B処理場)

GHG原単位の変化が特徴的なA・B・C処理場とモデル処理場(M処理場)の計算結果を図4-10に示す。GHG排出量に関しては発電によるオフセットを考慮した実質のGHG排出量とした。「基本」・「省エネ」・「省エネ+創エネ」は電力自立と同じく、各シナリオをまとめたものである。電力自立が可能とされたA処理場でも、「省エネ+創エネ」施策を導入してもGHG原単位0.17kg/m³とCO₂排出量実質ゼロには至らなかった。GHG排出量の半分以上を占める汚泥焼却N₂Oの影響が大きかった。

なお、「基本」の0.24~0.37 kg/m³という数値は外国で報告されている¹⁰⁾0.6~0.9 kg/m³よりは小さいただし、この場合の電力排出係数は0.81kgCO₂/kWhと大きいので留意は必要である。

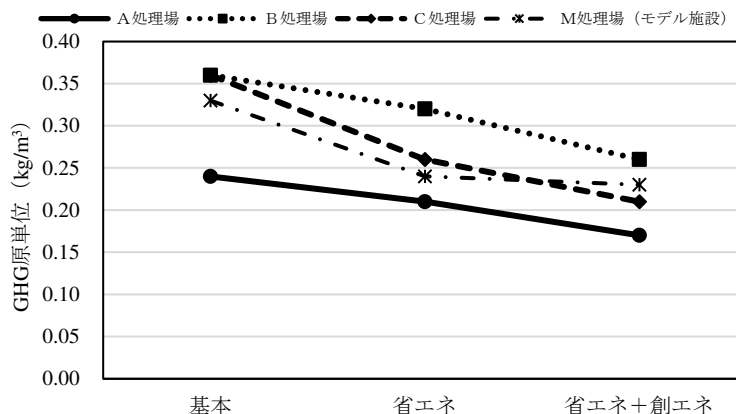


図 4-10 GHG 原単位の変化

二番目にGHG原単位の小さかったE処理場の各施策での変化を図4-11に示す。なお、場外でのコンポストとしての有効利用を考慮している。

省エネ施策では硝化抑制の効果もあり、GHG原単位は基本の0.27 kg/m³から0.22 kg/m³へと低下した。さらに創エネ施策の汚泥可溶化による発電量の増加で0.18 kg/m³まで3割以上低減していた。

式(4-1)で計算したCO₂オフセット率は48%であり、下水処理場の処理プロセスから排出される温室効果ガスであるCH₄やN₂Oのオフセットまでには至らなかった。

$$\text{CO}_2 \text{ オフセット率} = \text{CO}_2 \text{ オフセット量} / \text{現状の GHG 排出量} \cdots (4-1)$$

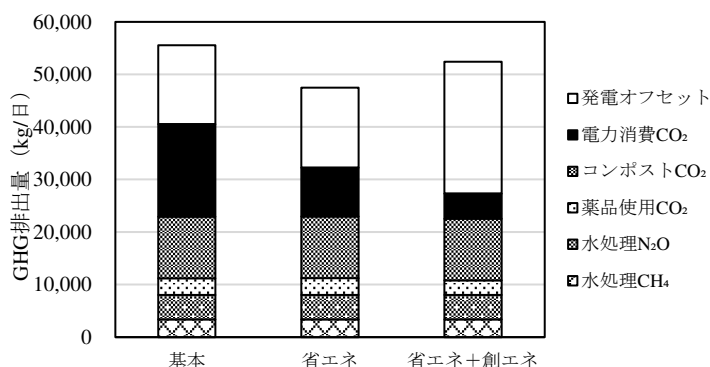


図 4-11 GHG 排出量の内訳(E処理場)

下水処理場のCO₂ 排出量実質ゼロへのさらなる可能性をモデル処理場で検討した。モデル処理場(M処理場)でのGHG原単位の変化を図4-12に示す。基本の0.33 kg/m³が「省エネ+創エネ」では0.23 kg/m³まで低下していた。

この時点でも電力自給率は50%に留まっていたので、まずは電力自給率向上施策を検討した。水処理方式として高度処理(A₂O法)を採用しているので電力消費CO₂の割合が高くなっていた。そこで、高度処理と同等の水質が確保できたうえで電力消費が少ない「硝化抑制+ウキクサ培養」による方式¹¹⁾に変更する電力自給率向上シナリオを検討した。ウキクサをバイオマスとして嫌気性消化して発生する消化ガスも利用することで発電量が52,420 kWh/日と1.8倍となることにより、ほぼ電力自立が達成できた。GHG原単位は0.17 kg/m³とA処理場と同じとなり、CO₂オフセット率は53%であった。

さらに残存GHGの4割を占める焼却N₂Oに着目し、下水污泥エネルギー化ガイドライン¹²⁾で紹介されている多段吹込燃焼式流動炉の導入(排出係数 ; 0.263 kgN₂O/kg wet)と自燃を検討した(未来型と表記)。GHG排出量が38,280kg/日と25%削減されることにより、GHG原単位0.08 kg/m³となり、CO₂オフセット率は70%まで向上した。ただし、CO₂排出量実質ゼロには至らず、下水処理でのCH₄・N₂Oの実態把握や削減策の検討、溶解性有機物の回収等による更なるエネルギー回収率の向上等が今後の課題と考察している。

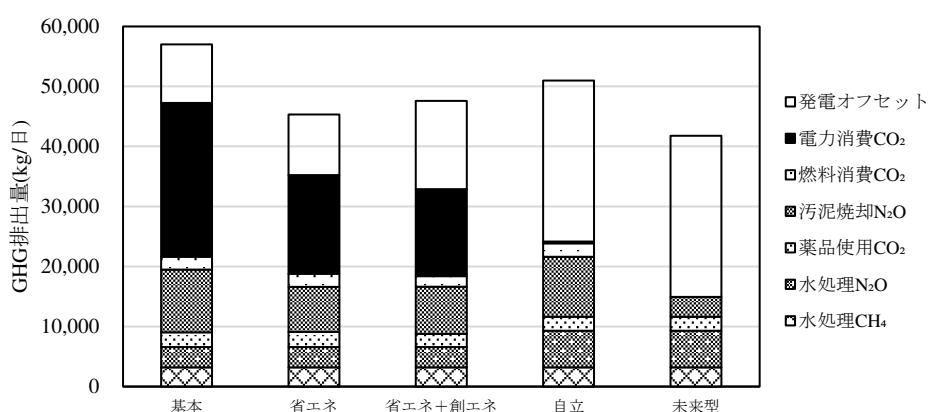


図 4-12 GHG 排出量の内訳(モデル処理場)

4.1.2 中規模処理場(処理能力 10 万 m³/日)での検討

日本の下水処理場におけるエネルギー消費の最も多い 17.4%を占め¹³⁾、GHG 削減効果が大きいと期待される処理能力 5 万～10 万 m³/日を対象として各種施策を検討した。

(1) 対象とした下水処理場

選定した4ヶ所の下水処理場の仕様をまとめて表4-2に示す。

A 処理場の昭和 60 年を除き平成 6 年から 9 年にかけて処理開始され、概ね 30 年経過しており系列増設や施設更新に合わせて省エネ機器の導入も進んでいた。処理能力は 55,100～96,600m³/日と本研究の対象とした中規模処理場であり、処理量は 41,7000～54,400m³/日となっていた。いずれも分流式下水道が採用され、処理方式は D 処理場のみ高度処理(A₂O 法)が導入され、それ以外は標準活性汚泥法(標準法)であった。

A 処理場は処理能力 61,900 m³/日であり、水処理方式は標準法であるが、硝化を抑える硝化抑制運転が実施されている。加えて汚泥沈降性悪化対策として 1 槽目の曝気量を抑えた疑似嫌気好気運転も実施されている。嫌気性消化槽が設置されており消化ガス発生倍率は 20 倍以上と高い。消化ガスは近接する汚泥集約処理センターで汚泥乾燥の燃料として利用されている¹⁴⁾。

B 処理場は処理能力 96,600 m³/日であり、水処理方式は標準法であるが、過剰な曝気により硝化が進みすぎないように硝化抑制運転が実施されている。汚泥処理は分離濃縮—脱水であり、脱水汚泥は搬出され、主にコンポストとして利用されている¹⁵⁾。処理量が処理能力の 6 割以下であるが処理実績ベースでの試算としたので他の処理場と同様に扱った。

C 処理場は処理能力 55,100 m³/日であり、水処理方式は標準法であるが、環境に配慮して硝化促進運転を行っている。汚泥処理は重力濃縮—脱水—焼却であり、焼却灰は搬出され建設用資材として利用されている¹⁶⁾。

D 処理場は処理能力 63,200 m³/日であり、水処理方式は凝集剤添加の A₂O 法である。また、放流口付近にシロウオ産卵水域があり紫外線消毒が採用されている。紫外線消毒の電力消費は水処理施設の内数として計算した。汚泥処理は分離濃縮—脱水であり、脱水汚泥は搬出され、コンポストやセメント原料として利用されている¹⁷⁾。

流入水質は全国の最頻値である「BOD;180mg/L, SS;180mg/L, T-N;40mg/L, T-P;4.5mg/L」と同じレベルであった。A 処理場の T-P は 6.5mg/L と少し高く、D 処理場の BOD も 240mg/L と高めであった。一方、C 処理場は T-N が 27mg/L、T-P が 3.0mg/L と少し低めであった。運転管理指標として、DO は 0.9～2.2mg/L と概ね通常の範囲であり、同様に MLSS も標準法で 1200～1500mg/L 高度処理で 2000mg/L と通常の範囲であった。

表 4-2 下水処理場の仕様一覧

項目	単位	A処理場	B処理場	C処理場	D処理場
処理開始		昭和60年7月	平成8年4月	平成9年7月	平成6年7月
処理能力	m ³ /日	61,900	96,600	55,100	63,200
排除方式		分流式	分流式	分流式	分流式
水処理方式		標準法（硝化抑制）	標準法（硝化抑制）	標準法（硝化促進）	A ₂ O法
汚泥処理		機械濃縮—消化—脱水	分離濃縮—脱水	重力濃縮—脱水—焼却	分離濃縮—脱水
処理量	m ³ /日	41,700	54,400	42,400	45,500
流入水質					
BOD	mg/ L	180	192	160	240
SS	mg/ L	180	170	162	190
T-N	mg/ L	39	33	27	41
NH ₄ -N	mg/ L	29	28	14	29
T-P	mg/ L	6.5	4.5	3.0	4.5
PO ₄ -P	mg/ L	3.5	-	1.1	2.6
運転管理					
DO	mg/ L	1.8	0.9	2.2	0.8
MLSS	mg/ L	1200	1690	1450	2000
使用電力量	kWh/ 日	11,720	14,750	15,680	27,550
電力原単位	kWh/m ³	0.28	0.27	0.37	0.61
放流先		河川	河川	河川	河川
備考		消化ガスは汚泥処理センターの汚泥乾燥燃料		放流先周辺に鮎が集まる	放流口付近にシロウオ産卵水域有紫外線消毒

水処理方式；標準法（標準活性汚泥法），A₂O法（嫌気無酸素好気法）

運転実績値はすべて年間平均値

電力原単位は硝化抑制型の標準法である A 処理場が 0.28 kWh/m³、B 処理場が 0.27 kWh/m³ となっており、20 万 m³/日規模の最小値 0.31 kWh/m³ よりも小さかった。硝化抑制運転に加えて、省エネ機器の導入の効果と考察している。C 処理場は焼却炉が設置されていたために 0.37 kWh/m³ と、少し高かったが 20 万 m³/日規模の 0.50 kWh/m³ よりも小さかった。D 処理場は高度処理が採用されているために 0.61 kWh/m³ と最も高くなっていた。

省エネ施策としてよく検討される曝気風量削減や高効率の汚泥処理装置に関して、各処理場における導入状況を表 4-3 に整理した。

高効率散気装置の採用率が最も高く、B・C・D の 3 処理場で全系列に導入されていた。設備更新に合わせて導入されていた。送風機に関しては送風量制御に適したルーツブロワの導入はあったが、磁気浮上単段ターボブロワといった低動力送風機の採用はなかった。一方汚泥処理に関しては、機械濃縮としては機械濃縮の無い C 処理場を除く A・B・D の 3 処理場でベルト濃縮機が 1 台以上は採用されていた。脱水機としてはスクリープレスが多く、一部では高効率タイプの遠心脱水機やベルトプレスも同じく設備更新に合わせて導入されていた。

表 4-3 省エネ機器の導入状況

項目	単位	A処理場	B処理場	C処理場	D処理場
高効率散気装置		—	◎	◎	◎
低動力送風機		—	—	—	—
濃縮機	ベルト	○	○	*	○
脱水機	スクリープレス		○	○	○
	高効率遠心	○			
	高効率ベルトプレス				○

◎；全系列導入、○；一部導入、—；未導入

*；C処理場は重力濃縮のみ

年間平均値での評価に加えて、季節変動の影響を考慮するために図 4-13 に示す(B 処理場の例)ような 4 月・7 月・10 月・1 月の水量・水質データを利用しての評価も実施した。分流式下水道ではあるが降雨の影響か、7 月は処理量が多く、逆に流入水質は低い傾向にあった。

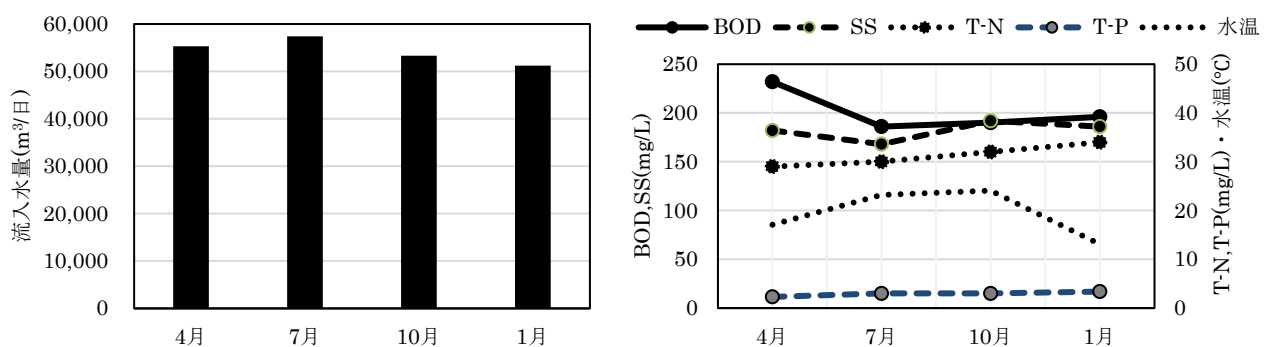


図 4-13 流入水量・水質の年間変動

水処理の基本となる MLSS の再現を確認した。返送率・余剰汚泥引抜率は実績値を入力したので、初沈沈降効率を変更することにより、MLSS が実績値と一致するように調整した。4 ヶ所の処理場での MLSS の再現結果では、デフォルトの沈降係数 0.28 を 0.11～0.38 と変更することにより実績値 1200～2100mg/L に対し、計算値 1900～2100mg/L とほぼ再現できていた。処理状況の再現に関して処理水窒素の年間平均値の計算結果を図 4-14 に示す。硝化抑制の A・B 処理場では NH₄-N として残存し、硝化促進の C・D 処理場では NO₃-N となっていることが再現できていた。B 処理場の計算値が低めなのは硝化抑制時の自己分解による NH₄-N の回帰が十分に表現されていないことが原因と考えられ、C 処理場は疑似的な循環法として計算したが、現状とは少し乖離があったと考えている。また、BOD と SS については除去率が 98% 以上と非常に良好な処理が実施されていることが再現されていた。

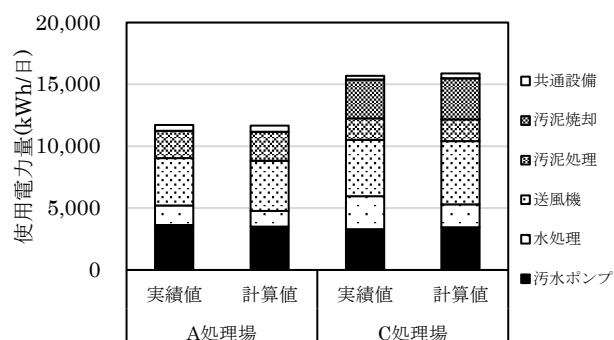
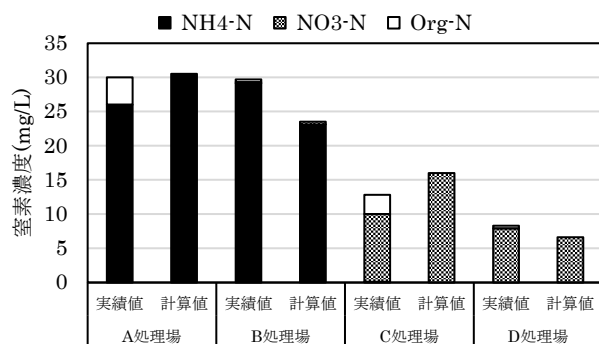


図 4-14 処理状況の再現結果(左：処理水窒素、右：使用電力量)

使用電力量に関しては電力原単位が $0.27 \sim 0.61 \text{ kWh/m}^3$ と実績と一致していた。維持管理年報に内訳の記載されている A・C 処理場の使用電力量の内訳を図 4-14 に示す。ともに送風機が 3 割程度で一番く、次いで汚水ポンプの 2 割も再現できていた。

(2) 電力量による評価

1) 省エネ施策

高効率機器の導入による省エネ効果の計算結果を表 4-4 に示す。高効率散気装置と低動力送風機を導入した A 処理場の効果が最も大きく、電力原単位は 0.23 kWh/m^3 まで低下し改善率は 18.6%であった。次いで D 処理場の改善率が 12.5%となっていたが、使用電力量に占める送風機の割合が半分以上と大きいことが要因と考察している。一方、B 処理場が改善率 4.5%と小さかったのは、逆に実績で送風機の占める割合が 3 割と比較的小さかったためと考察している。

表 4-4 省エネ施策の計算結果

現状	使用電力量	kWh/日	11,660	14,810	15,870	27,530
	電力原単位	kWh/m ³	0.28	0.27	0.37	0.61
省エネ	使用電力量	kWh/日	9,490	14,140	14,490	24,080
	電力原単位	kWh/m ³	0.23	0.26	0.34	0.53
	改善率		18.6%	4.5%	8.7%	12.5%

2) 創エネ施策

創エネ施策の検討に先立ち、消化ガス発電を導入した際の発電量の計算結果を表 4-5 に示す。A 処理場は嫌気性消化槽が設置されているので消化ガス発生量は実績を再現し、他の 3 処理場は PES の初沈汚泥・余剰汚泥の標準的なガス発生係数から消化ガス発生量を計算した。A 処理場の消化ガス発電量が多くなっていた。

表 4-5 発電量の計算結果

		A処理場	B処理場	C処理場	D処理場
使用電力量	kWh/日	11,660	15,790	15,900	27,970
発電電力量	kWh/日	5,830	5,130	3,350	3,030
自給率		50%	32%	21%	11%

A 処理場の自給率が 50%と最も高く、日本における自給率の平均値 33.6%¹⁸⁾よりも大幅に高くなっていた。消化ガス発生倍率が 20 倍以上と高いためと考えている。

創エネ施策として検討した MLSS 低減施策(初沈汚泥引抜・余剰汚泥引抜)と余剰汚泥可溶化による自給率の計算結果を表 4-6 にまとめた。省エネ+創エネ施策として検討した MLSS 低減は消化ガス発電量の増加も含んでいる。A 処理場は現状の MLSS が 1200 mg/L だったので低減策の対象外である。

表 4-6 創エネ施策による自給率の変化

MLSS 低減策では B 処理場の初沈汚泥による対応が 4 ポイントの向上と最も大きかった。現状の MLSS が 1690 mg/L と高かったためと考察している。C 処理場と D 処理場では MLSS 低減による内生呼吸必要空気量の低減の省エネ効果を期待していたが BOD 酸化と硝化の割合がそれぞれ 89%と 87%と高く。内生呼吸は 10%も無かったために効果は限定的であった。MLSS 低減による処理水質への影響は 20°C での計算でもあったため硝化は十分に進行し高度処理の D 処理場も含めて見られなかった。余剰汚泥可溶化による効果は A 処理場が自給率 88%まで向上し最も大きかった。ただし、A 処理場は初沈汚泥と余剰汚泥の混合した機械濃縮汚泥として可溶化の対象となっているために、初沈汚泥も可溶化の対象となっており過大評価の可能性はある。同様に C 処理場も混合汚泥の重力濃縮汚泥を可溶化の対象としたために自給率が 19 ポイント向上していた。B 処理場は自給率が 45%まで向上し、日本の平

		A処理場	B処理場	C処理場	D処理場
消化ガス発電		50%	32%	21%	11%
MLSS低減	初沈汚泥	-	36%	23%	14%
MLSS低減	余剰汚泥	-	35%	23%	12%
余剰汚泥可溶化		88%	45%	40%	18%

均値を上回っていた。D 処理場の自給率は 18%であったが 1.6 倍に増加しており、B 処理場の 1.4 倍よりも高かった。高度処理を採用しているために MLSS が 2100mg/L と高く、余剰汚泥可溶化の対象となる固形物が多かったためと考察している。

創エネ施策組合せによる効果として、MLSS 低減と余剰汚泥可溶化との組合せを試算した。ここでは相乗効果を期待して MLSS 低減として余剰汚泥引抜を検討した。計算結果を図 4-15 に示す。B 処理場では自給率が 54%まで向上し、22 ポイントの増加となり個別施策よりも大きな効果となっていた。MLSS 低減のための余剰汚泥引抜量の可溶化もあって貢献したと考えている。

C 処理場も自給率が 43%と若干の相乗効果があった。受電電力量と発電電力量を合算した使用電力量

量が 18,720kWh/日と B 処理場の 20,800 kWh/日よりも少なく、可溶化も含めた余剰汚泥処理の差に加えて MLSS 低減による省エネ効果もあると考えている。D 処理場は自給率 21%と相乗効果は見られなかった。また、使用電力量も 31,710kWh/日と他の 3 処理場の 1.5 倍あり創エネ施策の効果は限定的であった。

3) 省エネ施策と創エネ施策の同時実施

省エネ施策と創エネ施策による、発電電力量を考慮した実質的な電力原単位の変化を図 4-16 に示す。創エネ施策は MLSS 低減と余剰汚泥可溶化の組合せ実施である。

省エネ施策と創エネ施策でそれぞれ一番効果の大きかった A 処理場が同時実施でも効果が大きく、電力原単位 0.01kWh/m³ とほぼ電力自立に近づいていた。また、自給率は 99%であった。B 処理場では電力原単位は 0.15 kWh/m³ まで低下していたが改善率は 44%に留まっていた。創エネ施策のための嫌気性消化槽の設置やオゾン処理による可溶化の電力量により使用電力量ベースの電力原単位が 0.36 kWh/m³ へと増加することが要因と考察している。この時の自給率は 57%と創エネ組合せの 54%よりも 3 ポイント上昇していた。C 処理場も B 処理場と同様に変化して、電力原単位は 0.24 kWh/m³ まで低下し、自給率は 44%であった。

D 処理場は高度処理が採用されているために特異な変化を示し、創エネ施策では省エネ施策より効果は小さく、原単位は省エネを上回っていた。同時実施による電力原単位も 0.47 kWh/m³ であり、改善率は 23%、自給率は 24%であった。高度処理が採用されている処理場では創エネ施策の導入にあたっては事前に十分な検討が必要と示唆された。

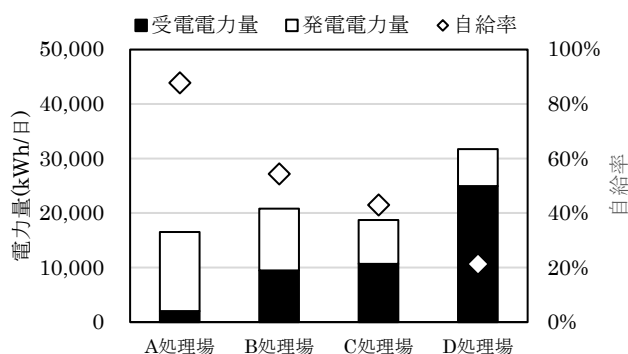


図 4-15 創エネ施策組合せによる自給率の変化

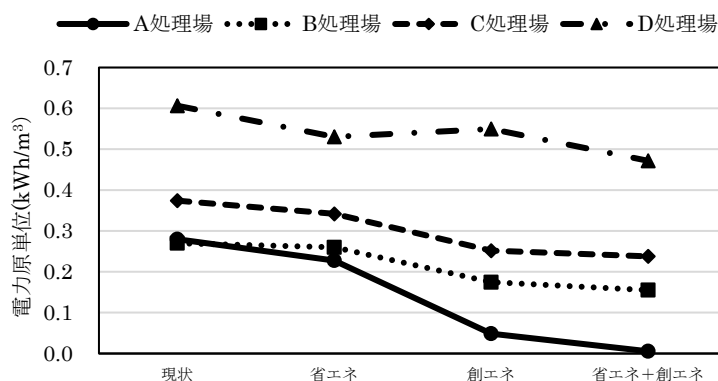


図 4-16 省エネ・創エネ施策による電力原単位の変化

4) 年間での効果

四季を代表する 4 カ月と平均値の水量・水質データから、省エネと創エネの組合せにおける自給率の計算結果を表 4-7 に、B 処理場での電力量と自給率の関係を図 4-17 に示す。B 処理場と C 処理場では最大と最小で 6 ポイントの差があったが、ほぼ平均値と同じレベルの数値であり年間を通して同じような自給率が期待できることが確認された。D 処理場はすべて 24%で同じであった。

B 処理場力量の年間変動を見ると、処理量の多い 7 月は流入水 BDD と SS が低い影響で、自給率は 56%で最も低くなっていた。一方で、4 月は流入水 BOD と SS が高く自給率が 63%と最も高く、発電電力量も 12,800 kWh/日で最も高くなっていた。

表 4-7 年間で自給率の変動

	年間値	4月	7月	10月	1月
A処理場	99%	92%	90%	91%	86%
B処理場	57%	63%	56%	59%	57%
C処理場	44%	48%	46%	41%	42%
D処理場	24%	24%	24%	24%	24%

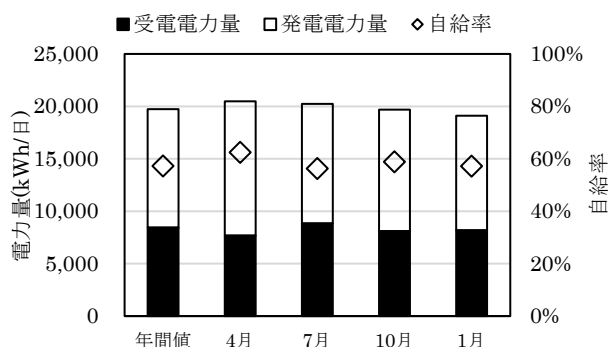


図 4-17 年間で自給率の変動(B 処理場)

(2)GHG 排出量による評価

省エネ・創エネ施策の効果を評価するにあたり、現状の GHG 排出量を年報の数値から計算した結果を図 4-18 に示す。

汚泥焼却の無い A 処理場は電力消費が 6 割以上を占めて最も多く、次いで下水処理 N₂O の 2 割であった。GHG 原単位は 0.21kgCO₂/m³ であり、20 万 m³/日クラスの 0.24~0.37 kgCO₂/m³ よりも小さくなっていた。同じく B 処理場でも電力消費が 6 割以上を占め、次いで下水処理 N₂O の 2 割であった。GHG 原単位は 0.19kgCO₂/m³ と、さらに小さくなっていた。電力原単位が 0.27kWh/m³ と最も小さかったためと考察している。

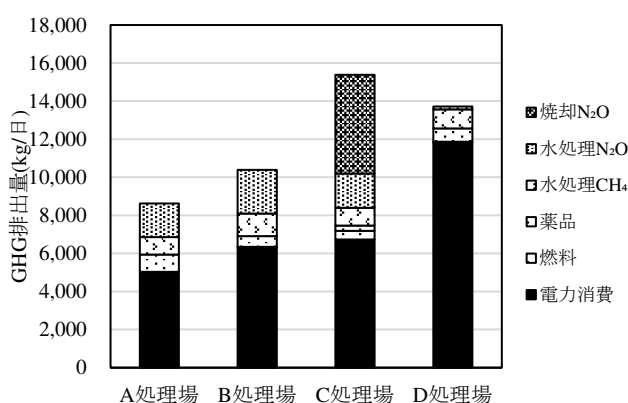


図 4-18 現状の GHG 排出量の内訳

一方、汚泥焼却のある C 処理場では傾向が異なり、電力消費が最も多いものの 5 割以下となり、二番目の焼却 N₂O が 4 割近くを占めていた。GHG 原単位は 0.32kgCO₂/m³ と大規模の汚泥焼却のある数値と同じレベルであった。高度処理が導入されている D 処理場では電力消費が 9 割近くを占めて圧倒的に多く、次いで下水処理 CH₄ の 7%であった。高度処理のために下水処理 N₂O が少なく、GHG 原単位は 0.30kgCO₂/m³ と C 処理場よりも小さかった。

1) 省エネ・創エネ施策の評価

省エネ・創エネ施策による GHG 排出量削減効果の計算結果を GHG 原単位を利用して計算した CO₂ オフセット率と併せて図 4-19 に示す。

消化ガスを場内利用としてほぼ電力自立に近づいていた A 処理場でも下水処理 N₂O と CH₄ に由来する GHG 排出量が残る CO₂ オフセット率は 57%であった。B 処理場は自給率は 57%と半分以上であったが GHG 原単位は 0.14kgCO₂/m³ までしか低下せず、CO₂ オフセット率は 26%であった。汚泥焼却のある C 処理場は大きく傾向が異なっていた。創エネ施策として嫌気性消化槽を導入した効果で、脱水・焼却での処理すべき汚泥量が減少する影響で、燃料使用量や薬品使用量も減少する。このため GHG 排出量が減少し、GHG 原単位は 0.19kgCO₂/m³ となり、CO₂ オフセット率は 43%と二番目に高かった。D 処理場でも自給率が 24%であったために GHG 削減量は少なく、GHG 原単位 0.24kgCO₂/m³ となり、CO₂ オフセット率は 19%であった。

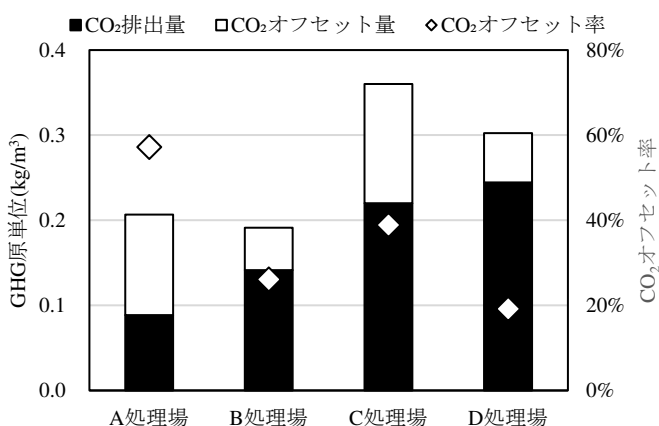


図 4-19 CO₂ オフセット率の変化

2)年間での評価

四季を代表する4カ月と平均値の水量・水質データから、省エネと創エネの組合せにおけるCO₂オフセット率の計算結果を表4-8に、C処理場でのGHG排出量・原単位とCO₂オフセットの関係を図4-20に示す。自給率よりも変動幅が小さくなり、B処理場の5ポイントが最大であった。GHG排出量には電力消費CO₂以外もあり、発電によるオフセット効果は限定的であった。

C処理場の計算結果では自給率の最も高かった4月がCO₂オフセット率は40%で最も低くなっていた。4月は流入水有機物負荷が最も多く、消化ガス発生量増加により発電量が増え自給率は高くなるが、後段の脱水・焼却すべき汚泥量が増え、燃料使用量や薬品使用量も増え、薬品CO₂や焼却N₂Oが増加するためと示唆された。

表 4-8 年間での CO₂ オフセット率の変動

	年間値	4月	7月	10月	1月
A処理場	58%	52%	51%	52%	51%
B処理場	26%	29%	26%	26%	24%
C処理場	42%	40%	42%	43%	42%
D処理場	19%	20%	17%	20%	21%

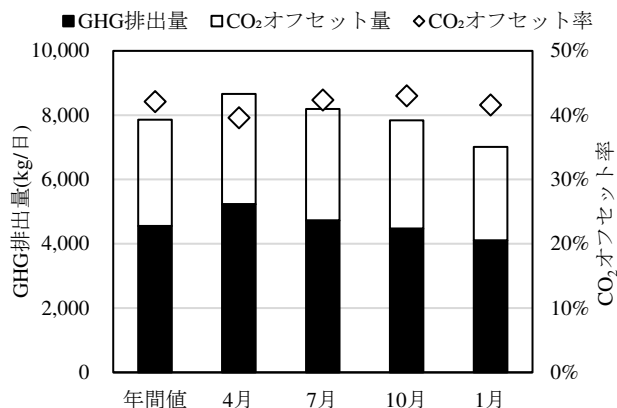


図 4-20 年間での CO₂ オフセットの変動(C 処理場)

3) GHG 排出量の更なる削減

自給率で特徴のあった B 処理場と CO₂ オフセット率で特徴のあった C 処理場について、それぞれ特徴を活かした GHG 排出量の削減対策を検討した。なお、電力消費 CO₂ は 2030 年の 0.25kgCO₂/kWh を使用した。

B 処理場では硝化抑制運転が実施されているので、研究中ではあるが水処理の後段で水生植物を栽培し、栄養塩をバイオマスとして回収する。回収したバイオマスは嫌気性消化により消化ガス発電を行うという施策を検討した。回収バイオマス量は除去窒素から COD を計算し、VS への換算値から消化ガス発生量を計算した。結果を省エネ+創エネの結果と併せて図 4-21 に示す。栄養塩のバイオマス回収による消化ガス発電量の増加で CO₂ オフセット率は 46% となり、2013 年比で 46% 低減という日本の 2030 年の中間目標は達成可能と試算された。残存 GHG 排出量の 5 割以上は下水処理 N₂O となり、ガス態 N₂O の連続計測による N₂O 生成実態の把握や生成された溶存 N₂O の還元分解といったさらなる研究の発展が期待される。

焼却炉の設置されている C 処理場では、より N₂O 排出の少ない多段吹込燃焼式流動炉の導入を検討した。計算結果を図 4-21 に示す。多段吹込燃焼式流動炉を用いた場合の排出係数は 0.000263kgN₂O/脱水汚泥と小さく、その導入により CO₂ オフセット率は 56% まで向上できる可能性がある。

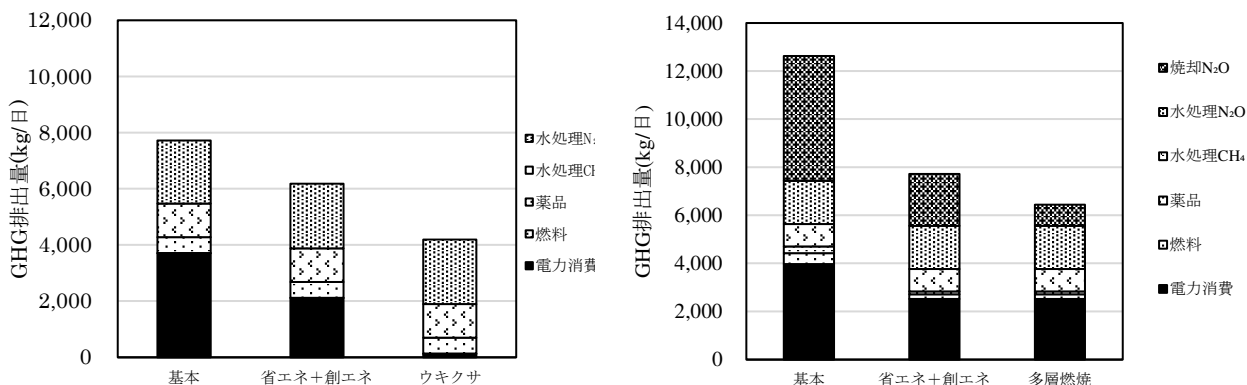


図 4-21 GHG 排出量の削減効果(左：B 処理場、右：C 処理場)

4.1.3 中核市処理場での検討

(1)対象とした中核市の下水処理場

中核市として、処理場フローモデル構築に利用できる施設情報が上下水道事業概要¹⁹⁾として公開されている M 県 MI 市を対象とし、施策の効果比較のために同規模中核市である E 県 MA 市を加えて検討した。MI 市は人口約 40 万人で、令和 5 年度末の汚水処理人口普及率は 99.4%と全国平均の 93.3%よりも高く、下水道処理人口普及率も 91.6%と全国平均の 81.4%を大幅に上回っている。近隣の県庁所在地の汚水処理人口普及率の内訳を図 4-22 に示す。MI 市は下水道の割合が高いことに加えて農業集落排水処理施設の割合も 3.2%と他の都市より高く、15 地区で実施されている。一方の MA 市は、汚水処理人口普及率は 91.0%と全国平均を下回り、下水道処理人口普及率も 66.4%と全国平均よりも大幅に低い。浄化槽の割合が 24.6%と高いのが特徴である。

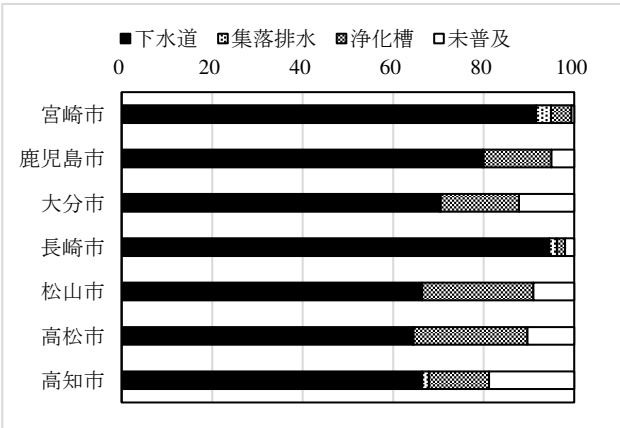


図 4-22 汚水処理人口普及率の内訳

]

表 4-9 下水処理場の仕様一覧

MI市	宮崎	大淀	木花	青島	佐土原	田野
排除方式	一部合流	分流	分流	分流	分流	分流
処理方式	標準法	標準法	RBC・OD	回分法	標準法	OD法
汚泥処理	消化-乾燥	消化-焼却	脱水	機械濃縮	脱水	脱水
処理能力;m³/日	94,100	62,900	10,500	4,000	11,300	3,220
処理実績;m³/日	81,000	41,100	4,600	2,000	6,400	1,500
使用電力量;kWh/日	27,000	18,650	3,750	1,590	3,020	1,160
電力原単位;kWh/m³	0.33	0.45	0.82	0.80	0.47	0.77
MA市	中央	西部	北部	北条		
排除方式	一部合流	分流	分流	分流		
処理方式	標準法	多段法	多段法	標準法		
汚泥処理	消化-脱水	消化-焼却	脱水	消化-脱水		
処理能力;m³/日	168,160	43,250	8,000	13,000		
処理実績;m³/日	84,900	24,000	3,100	5,000		
使用電力量;kWh/日	19,710	17,720	3,210	4,140		
電力原単位;kWh/m³	0.23	0.74	1.04	0.83		

MI 市には市町村合併で加わった 2 処理場を含む 6 処理場があり、処理能力 94,100m³/日の宮崎処理場と 62,900m³/日の大淀処理場で 9 割程度の下水を処理している。放流先が大淀川河口付近や日向灘ということで水処理方式は標準活性汚泥法(標準法)が採用されている。窒素除去は意識されていないので硝化抑制運転であり、宮崎処理場の電力原単位は 0.33kWh/m³ と下水道分野の総電力消費から計算した 0.49 kWh/m³ より小さく、大淀処理場も汚泥焼却設備があるにも関わらず 0.45kWh/m³ と小さかった。なお、大淀処理場では汚泥広域処理として木花・青島の汚泥と宮崎処理場の一部汚泥を焼却処理している。また、木花処理場には回転生物接触法(RBC 法)が現存しており、青島処理場では回分式活性汚泥法が採用されている。処理実績が 1 万 m³/日未満の小規模処理場では電力原単位が 0.7~0.8kWh/m³ と高い傾向にあった。(佐土原処理場を除く)

MA 市には 4 処理場があり、処理能力 168,160 m³/日の中央処理場と 43,250 m³/日の西部処理場で、同様に 9 割以上の下水が処理されている。中央処理場の放流水は河川経由で瀬戸内海に流入するものの、既

設であることから高度処理は実施されず、むしろ硝化抑制運転により電力原単位 0.23 kWh/m^3 の省エネが達成されている。その後処理を開始した西部処理場・北部処理場では高度処理法である多段硝化脱窒法(多段法)が採用されている。また、同様に西部処理場で汚泥広域処理として北部・北条と中央の一部の汚泥を焼却処理している。下水汚泥固形燃料化事業として令和7年には更新された。

西部処理場は高度処理が採用され、汚泥焼却設備も設置されていることから電力原単位が 0.74 kWh/m^3 と高く、小規模である北部と北条も 0.80 kWh/m^3 以上と高くなっていた。

以上のことから、下水処理場シミュレータを利用した各種施策の検討は、MI 市では宮崎処理場と大淀処理場を対象とし、MA 市では中央処理場と西部処理場を対象に実施することとした。なお、MI 市は流入水質の窒素・リンが下水道統計も含めて公開されていないので、全国の最頻値である「T-N:40mg/L, T-P:4.5mg/L」を使用し、放流水の各態窒素濃度の実績値と計算値を比較することで妥当性を確認した。

(2)GHG 排出量削減として検討した施策

カーボンニュートラル地域モデル処理場計画での検討項目も参考に、水処理設備や汚泥処理設備での省エネ機器の導入による省エネ効果を試算した。創エネ施策としては宮崎処理場・大淀処理場、中央処理場で既に消化ガス発電が導入されているので消化ガス発生量の増大策や利用方法を検討した。また、汚泥焼却設備の設置されている大淀処理場と西部処理場では GHG 排出量に占める汚泥焼却 N_2O の割合も高いので、その低減策も併せて検討した。

a)省エネ施策

① 高効率機器の導入

電力使用量の多い反応タンクに対して、設備更新等に合せて高効率散気装置や低動力送風機を導入する。高効率散気装置は酸素移動効率が2倍となり、低動力送風機は14%省エネとなると設定した。

なお、一部の処理系列では既に導入済であるので、対象機器のみの効果を計算した。また、汚泥処理でも機械濃縮機・脱水機を低動力タイプに更新するとともに嫌気性消化槽の攪拌機も更新する。

② MLSS の低減

既に $1300 \sim 1400 \text{ mg/L}$ と低めの運転ではあるが、硝化抑制運転でもあることから 1000 mg/L という更なる低 MLSS 運転とする。ただし、中央処理場は既に実施済であり、西部処理場は高度処理を採用しているので対象外とした。

MLSS 低減は初沈汚泥引抜や余剰汚泥引抜でも対応できるが、現状の返送率が $50 \sim 60\%$ と高いので返送率を低減することで実施することとした。

b)創エネ施策

③ 消化ガス発生量の増加

余剰汚泥(機械濃縮汚泥)を可溶化する。可溶化効果に加えて消化ガス発生量増加が確認されているオゾン処理を採用する。実験室レベルの検討結果ではあるがオゾン注入率 $50 \text{ mgO}_3/\text{gSS}$ で消化ガス発生量が約2倍となると設定し、オゾン発生効率は 10 kWh/kgO_3 とした。

④ 地域バイオマス受入

大淀処理場のカーボンニュートラル処理場計画にも記載されているし尿の受入を検討する。受入方式は嫌気性消化槽への投入とし、投入固形物量から消化ガス発生量を計算した²⁰⁾。

以上の各施策は単独で実施するものとし、4つの施策を組合せたケースも計算した。消化ガス発電は導入されている方式とし、発電効率は発電量実績値から算出した数値 1.5 kWh/Nm^3 を使用した。

下水処理場からの GHG 排出量に関しては、活動量と排出係数から計算した。排出係数は「下水道における地球温暖化対策マニュアル」の係数を使用した。

宮崎処理場と中央処理場で実施されている硝化抑制運転に関しては、硝化の状況によって下水処理 N_2O 排出量は異なるとの指摘やガス態 N_2O 連続計測の結果から硝化抑制運転からは N_2O が発生しないとの報告もあるが今回は標準法の $0.000142 \text{ kgCO}_2/\text{m}^3$ を使用した。また、OD 法や回分法、RBC 法といった下水処理 N_2O の排出係数が設定されていない処理方式は標準法を採用した。

なお、電力の換算値については代替値を採用し、令和7年報告用の数値である $0.422 \text{ kgCO}_2/\text{kWh}$ を使用した。

上下水道事業概要から入手した施設情報(初沈・反応槽・終沈の容積)から各処理ユニットを作成し、水処理方式や汚泥処理方式を考慮してフローをつなぎ、プラントフローモデルを PES 上に構築。なお、MA 市の処理場に関しては下水道統計の情報から計算した施設容積を使用した。

水処理工程は省エネ機器の導入の有無で2系列とし、流入水質と運転管理情報(返送率・汚泥引抜率)を入力し、処理水質と使用電力量の現状を再現した。

水処理の基本となる MLSS の再現を確認し、結果を図 4-23 に示す。返送率・余剰汚泥引抜率は実績値を入力したので、初沈沈降効率を変更することにより、MLSS が実績値と一致するように調整した。4 処理場 5 系列の MLSS の再現結果では、実績値 1080~2340mg/L に対し、計算値 1030~2190mg/L とほぼ再現できていた。

処理状況の再現に関して処理水質の一例として、窒素の計算結果を図 4-24 に示す。硝化速度の活性係数を調整することにより、硝化抑制の宮崎・大淀・中央処理場では $\text{NH}_4\text{-N}$ として残存し、硝化促進の西部処理場では $\text{NO}_3\text{-N}$ となっていることが再現できていた。大淀処理場では疑似無酸素槽を仮定し脱窒を考慮したが十分ではなく、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が一部残存していた。西部処理場は標準法と多段法の分配が不明だったため乖離があったと考えている。なお、BOD と SS については除去率が 98% 以上と非常に良好な処理が実施されていることが再現されていた。

使用電力量に関しても、処理規模に応じて固定電力量を調整することにより、電力原単位が $0.23 \sim 0.74 \text{ kWh/m}^3$ と実績とほぼ一致していた。

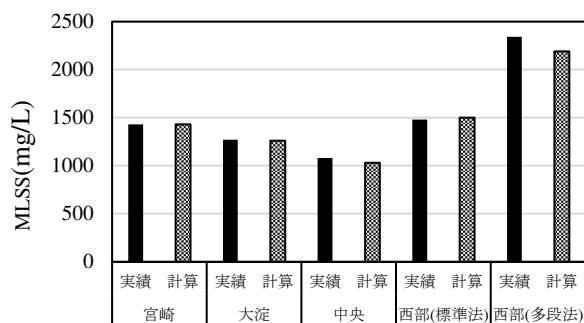


図 4-23 MLSS の再現結果

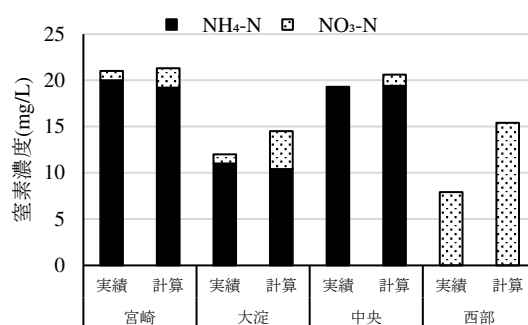


図 4-24 処理水窒素の計算結果

(3) 解析結果

1) 電力量による評価

a) 省エネ施策

省エネ施策導入による効果の計算結果を表 4-10 に示す。高効率散気装置と低動力送風機を導入した水処理の効果が大きく宮崎 7.7%・大淀 13.9% となり、両者の差は現状の高効率散気装置の導入率の違いによる。低 MLSS 施策の効果の差は現状の MLSS の影響(宮崎:1430mg/L, 大淀:1270mg/L)と考えている。なお、低 MLSS 運転としても有機物除去率 95% 以上であった。

3 つの施策の組合せで、宮崎は 20.4%、大淀は 24.1% と 2 割以上の使用電力量の削減が期待され、大淀処理場のカーボンニュートラル処理場計画の目標値である「消費電力量約 22% の削減」も可能と試算された。

水処理設備への高効率機器の導入であった MA 市での西部処理場の計算結果を図 4-25 に示す。高度処理が採用されているので曝気風量が多く、高効率散気装置の効果が単独でも 20% となっていた。

表 4-10 省エネ施策の計算結果

宮崎処理場	基本	水処理	汚泥処理	低MLSS	組合せ
使用電力量	25,130	23,190	23,830	23,250	20,010
電力削減量	-	1,940	1,300	1,880	5,120
電力削減率	-	7.7%	5.2%	7.5%	20.4%
大淀処理場	基本	水処理	汚泥処理	低MLSS	組合せ
使用電力量	18,650	16,050	17,460	17,940	14,150
電力削減量	-	2,600	1,190	710	4,500
電力削減率	-	13.9%	6.4%	3.8%	24.1%

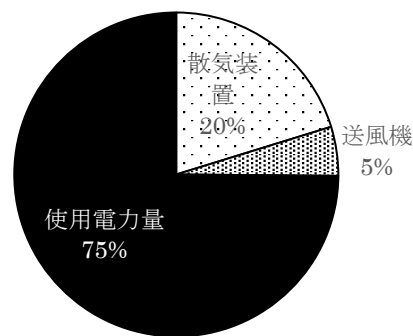


図 4-25 省エネ施策の効果(松山西部)

b) 創エネ施策

創エネ施策導入による効果の計算結果を表 4-11 に示す。大淀処理場では消化ガス発生量の 45%が焼却炉補助燃料として利用され、残りの 55%が民設民営の消化ガス発電に利用されて再生可能エネルギーの固定価格買取制度(FIT)で売電されている。発電した電力を場内で使用すると計算した電力自給率は 25%であった。し尿の受入では、消化ガス発電量が 4,880kWh/日へと増加したが電力自給率は 26%と 1 ポイントの増加であった。受入対象の施設の処理能力が 43kL/日(し尿 25kL, 浄化槽汚泥 18kL)と規模が小さいためと考えている。汚泥可溶化の効果は大きく、使用電力量は 20,420kWh/日と 1 割程度増加するものの、消化ガス発電量は 7,680kWh/日へと 6 割以上増加し、電力自給率は 38%となった。宮崎処理場では消化ガス発生量の 37%が汚泥乾燥補助燃料として利用され、乾燥肥料は農業や家庭園芸で利用されている²⁴⁾。残りの 63%を消化ガス発電に利用すると電力自給率は 24%であった。乾燥機を B-DASH で実証された²⁵⁾燃料使用量の少ないものに更新すると電力自給率は 28%へ向上し、汚泥可溶化では 37%まで向上すると計算された。

二つの施策を組合せて実施すると電力自給率は宮崎処理場 41%、大淀処理場 39%となり、日本における自給率の平均値 33.6%²⁶⁾よりも高くなっていた。

MA 市では創エネ施策として汚泥可溶化のみを検討し、計算結果を図 4-26 に示す。既に FIT 売電を実施している中央処理場は電力自給率が 60%から 72%へと向上し、消化ガス発電設備の無い西部処理場へ導入すると電力自給率は 13%から 21%へと増加した。

表 4-11 創エネ施策の計算結果

宮崎処理場	基本	乾燥機	汚泥可溶化	組合せ
使用電力量	25,130	25,130	27,780	27,780
発電電力量	6,080	6,990	10,350	11,260
電力自給率	24%	28%	37%	41%
大淀処理場	基本	し尿	汚泥可溶化	組合せ
使用電力量	18,650	18,650	20,420	20,420
発電電力量	4,640	4,880	7,680	7,920
電力自給率	25%	26%	38%	39%

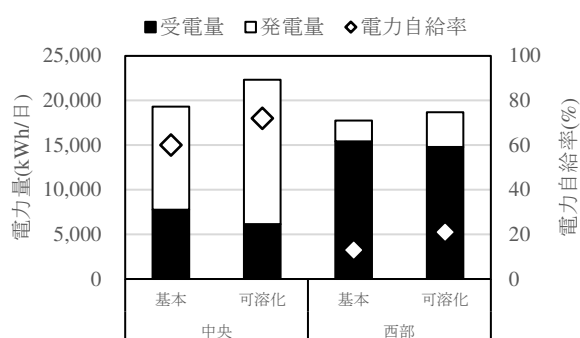


図 4-26 汚泥可溶化の計算結果

c) 省エネ施策と創エネ施策の同時実施

MI 市における省エネ施策と創エネ施策による、発電電力量を考慮した受電電力量と電力自給率の計算結果を図 4-27 に示す。

宮崎処理場では基本の電力自給率 24%が、省エネ施策による電力削減効果で 30%へと上昇し、創エネ施策の汚泥可溶化効果による消化ガス発電量の増加で 41%へと上昇していた。省エネ施策と創エネ施策の同時実施では相乗効果で、電力自給率は 50%まで向上すると計算された。

大淀処理場では水処理設備の効果が大きかった省エネ施策により電力自給率は 33%へと 8 ポイント上昇し、同じく可溶化効果で創エネ施策により 39%へと上昇していた。同時実施では電力自給率は宮崎処理場と同じ 50%まで向上すると計算された。

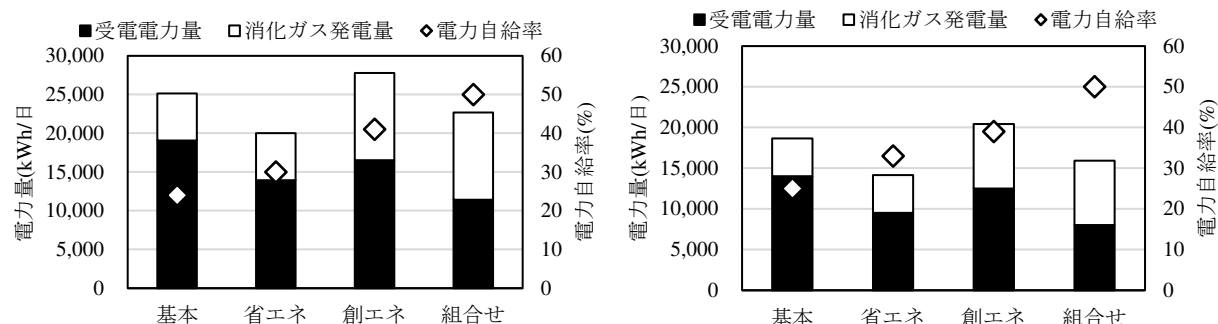


図 4-27 省エネ・創エネ施策の計算結果(左:宮崎,右:大淀)

MA 市における省エネ・創エネ施策の効果、創エネの可溶化による電力増加量(増加量)と省エネ施策による電力削減量(削減量)も含めて図 4-28 に示す。中央処理場では使用電力量の増加も多いものの、電力自給率は 81%まで向上することが期待された、一方の西部処理場は省エネ施策による使用電力量の削減は多いものの、電力自給率は 27%に留まっていた。

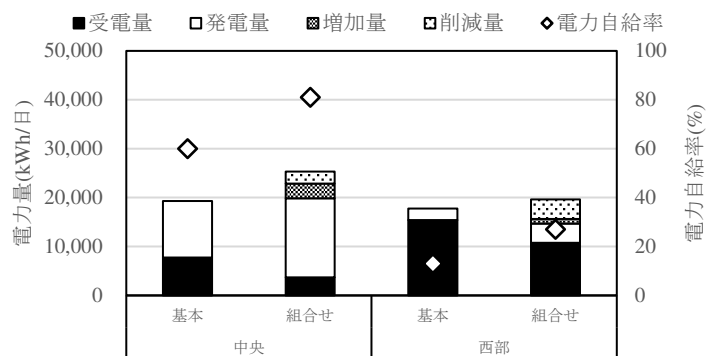


図 4-28 省エネ・創エネ施策の計算結果(MA 市)

2) GHG 排出量による評価

省エネ・創エネ施策の効果を評価するに際し、現状の MI 市全体の GHG 排出量を表 4-9 の運転実績から計算した結果を図 4-29 に示す。

日本の下水道からの GHG 排出量の内訳と同じく、電力消費 CO₂ が 60%で最も多かったが、二番目は下水処理 N₂O の 16%であった。標準法で処理されている処理量が多いためと考えている。また、乾燥肥料としての有効利用もあり、焼却処分される汚泥量が少なく汚泥焼却 N₂O は 13%と三番目であった。

全体の下水処理量から計算した GHG 原単位は 0.27kgCO₂/m³ となり、2021 年度日本の下水道からの排出量約 520 万 t から計算した 0.35 kgCO₂/m³ よりも小さい数値であった。

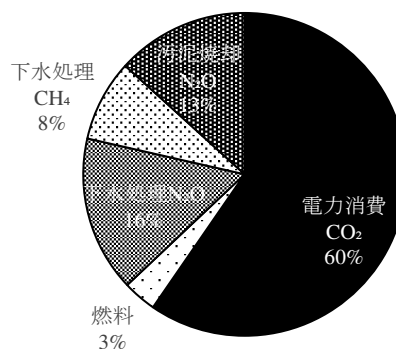


図 4-29 GHG 排出量の内訳

a) 省エネ・創エネ施策の評価

省エネ・創エネ施策による GHG 排出量削減効果の計算結果を CO₂ オフセット率(=CO₂ オフセット量/基本の GHG 排出量)と併せて表 4-12 に示す。CO₂ オフセット量は基本の GHG 排出量からの削減量であり、主に発電オフセット量であるが、使用電力量の増減も考慮している。宮崎処理場の GHG 排出量では電力消費 CO₂ が 61%で最も多く、GHG 原単位は 0.21kgCO₂/m³ と MI 市の 6 ヶ所で最も小さかった。汚泥集約処理の焼却炉を有する大淀処理場では電力消費 CO₂ が 51%で最も多いが、次いで汚泥焼却 N₂O の 32%となっていた。GHG 原単位は 0.38kgCO₂/m³ と宮崎処理場より大きかった。

宮崎処理場では、省エネ施策で電力消費 CO₂ が 2 割以上削減され、CO₂ オフセット率は 27%へと 12 ポイント向上していた。オフセット率を基本の GHG 排出量から計算しているために創エネ施策の汚泥可溶化では電力消費 CO₂ が増加し、発電オフセットは増加するものの CO₂ オフセット率は 21%に留まっていた。省エネ・創エネ施策を実施する全体では、CO₂ オフセット率は 34%まで上昇したが 2030 年中期目標の 46%低減には届かなかった。

大淀処理場では、省エネ施策による電力削減量は多かったが、GHG 排出の 3 割を占める汚泥焼却 N₂O の影響で CO₂ オフセット率は 25%へと、宮崎処理場と同じ 12 ポイントの向上であった。同様に創エネ施策でも発電オフセットは増加するものの CO₂ オフセット率は 17%に留まっていた。省エネ・創エネ施策を実施する全体では、CO₂ オフセット率は 29%まで上昇した。

表 4-12 GHG 排出量削減効果の計算結果

宮崎処理場	基本	省エネ	創エネ	全体
電力消費 CO ₂ (kg/日)	10,600	8,440	11,720	9,560
その他 CO ₂ (kg/日)	6,680	6,680	6,680	6,680
GHG 排出量 (kg/日)	17,280	15,120	18,400	16,240
発電オフセット量 (kg/日)	-2,570	-2,570	-4,750	-4,750
CO ₂ オフセット率 (%)	15	27	21	34
大淀処理場	基本	省エネ	創エネ	全体
電力消費 CO ₂ (kg/日)	7,870	5,970	8,620	6,720
その他 CO ₂ (kg/日)	7,640	7,640	7,640	7,640
GHG 排出量 (kg/日)	15,510	13,610	16,260	14,360
発電オフセット量 (kg/日)	-1,960	-1,960	-3,340	-3,340
CO ₂ オフセット率 (%)	11	22	15	26

図 4-28 に示したように電力自給率 81%が期待された MA 市中央処理場の GHG 排出量削減効果を図 4-30 に示す(オフセット量はマイナス表示)。基本では電力消費 CO₂ が 60%で最も多いが発電オフセットも多く、CO₂ オフセット率は 36%と比較的高かった。省エネ施策で 43%、創エネ施策でも 41%となり、省エネと創エネ施策を実施する全体では 48%と中期目標が達成可能と計算された。

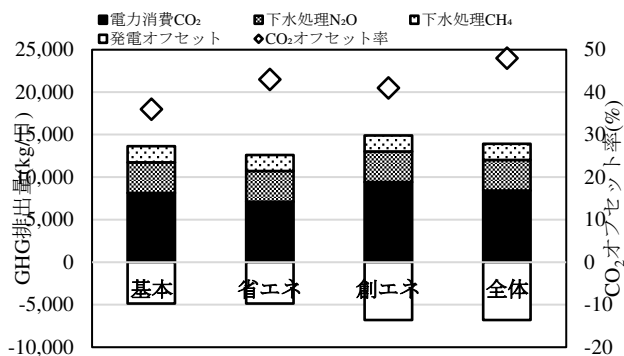


図 4-30 GHG 排出量の削減効果

b) GHG 排出量の更なる削減

今回検討したエネルギー対策のみでは 2030 年中期目標の 46%低減には届かなかった。MI 市全体では図 4-29 に示したように、下水処理 N₂O と汚泥焼却 N₂O が合計で 3 割近くを占め、カーボンニュートラルに向けては N₂O 対策も重要となる。また、近年では下水由来資源として汚泥の農業利用の重要性が指摘され²¹⁾、様々な取り組みが進められている。

このような状況を踏まえ、以下の三つの追加施策を実施した場合の CO₂ オフセット率を計算した。

① 運転制御による省エネ

下水処理場の流入負荷には大きな時間変動があり、污水ポンプや送風機を適切に運転することにより 2 割のエネルギー削減が可能となる²²⁾。

② 燃料化施設への更新による焼却 N₂O 低減

大淀処理場カーボンニュートラル処理場計画にも記載されている燃料化施設への更新により、焼却 N₂O が無くなる。なお、燃料化施設は MA 市西部処理場に建設中と同じタイプを想定し、燃料の削減は稼働中の実績データ²³⁾を確認し、考慮しないものとした。

③ 下水汚泥の肥料利用による CO₂ オフセット

宮崎市では燃料化施設への更新も含めて下水汚泥の肥料利用を推進している。そこで、肥料製造に伴う GHG 排出量を下水汚泥中の窒素・りん含有量から計算²⁴⁾する。

MI 市の二つの処理場での追加施策の計算結果を合算し、基本と省エネ・創エネ施策の全体と併せて図 4-31 に示す。追加施策①では下水処理量の多い宮崎処理場の効果が大きく、二つの処理場を合算した CO₂ オフセット率は全体の 31%から 37%に上昇した。追加施策②は大淀処理場のみの低減効果であるが、焼却 N₂O 排出量は約 5,000kgCO₂/日と大きく、CO₂ オフセット率は 47%と最も高く、中間目標を達成可能と計算された。追加施策③はグラフでは CO₂ オフセットとしてマイナス表示したが、約 4,000 kgCO₂/日と計算され、CO₂ オフセット率は 44%であった。3 つの施策を実施すると CO₂ オフセット率は 64%と計算され、下水道分野の 2030 年中間目標である 52%を超え、日本の 2035 年目標³²⁾の 60%も超えることが期待された。

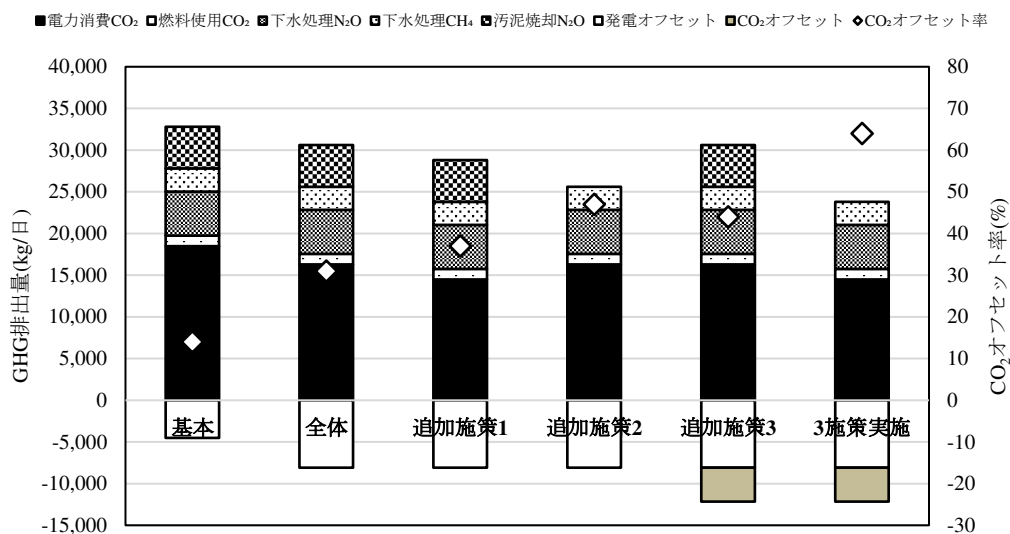


図 4-31 GHG 排出量の削減追加施策(MI 市)

なお、MI 市 6 処理場からの GHG 排出量で計算すると CO₂ オフセット率は 56% となり、中間目標は超えていた。今後も宮崎処理場と大淀処理場が中核となり、MI 市全体のカーボンニュートラルが達成されることが望まれる。また、2030 年の電力 CO₂ 排出係数である 0.25kgCO₂/kWh で計算すると CO₂ オフセット率は二つの処理場で 64%、MI 市 6 処理場では 57% と計算された。

同じく MA 市での計算結果を図 4-32 に示す。追加施策①では下水処理量の多い中央処理場の効果が大きく、二つの処理場を合算した CO₂ オフセット率は全体の 26% から 30% に上昇した。追加施策②は西部処理場のみの低減効果であるが、焼却 N₂O 排出量は約 7,000kgCO₂/日と大きく、CO₂ オフセット率は 46% と最も高かった。追加施策③は約 4,000 kgCO₂/日と計算され、CO₂ オフセット率は 37% であった。ただし、現行の計画では燃料化物は石炭火力の代替燃料として利用されるので再検討が望まれる。3 つの施策を実施すると CO₂ オフセット率は 64% と計算され、MI 市と同じ数値であった。

なお、MA 市 4 処理場からの GHG 排出量で計算すると CO₂ オフセット率は 58% となり、2030 年の電力 CO₂ 排出係数で計算すると二つの処理場で 60%、MA 市 4 処理場では 57% と計算された。

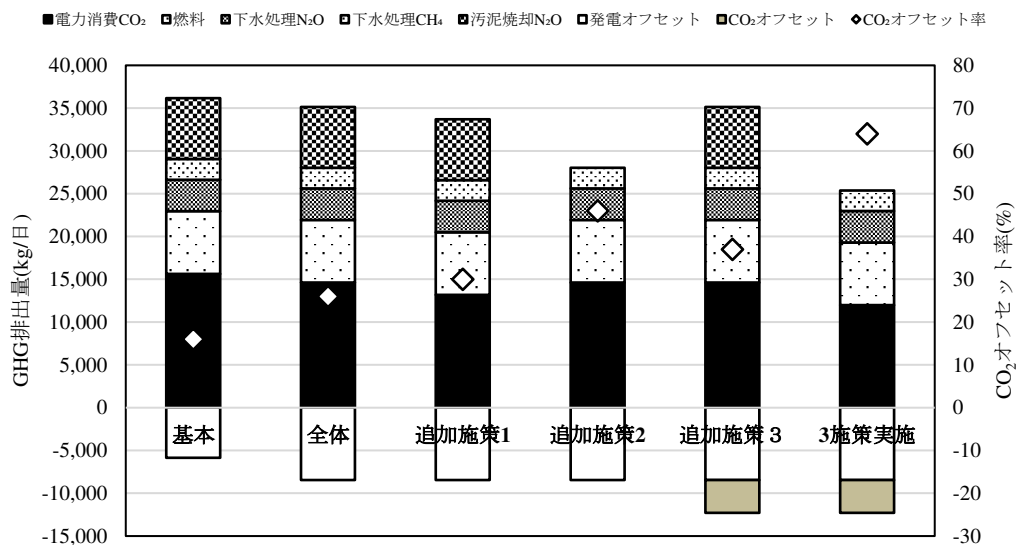


図 4-32 GHG 排出量の削減追加施策(MA 市)

(4)GHG 削減量に及ぼす処理規模や処理方式の影響

省エネ・創エネ施策による GHG 削減量を処理規模や処理方式の観点からから考察を加えた。維持管理年報で GHG 排出量の計算に必要な処理水量・使用電力量が公開されている 58 ヶ所の計算結果を焼却・高度処理の有無から整理して図 4-33 に示す。参考として、GHG 原単位 0.3kg/m³ の線も記載した。

今回検討の対象とした処理能力 5 万~20 万 m³/日の中大規模処理場では GHG 原単位 0.3kg/m³ 付近に分布し、処理規模の影響は顕著ではなかった。

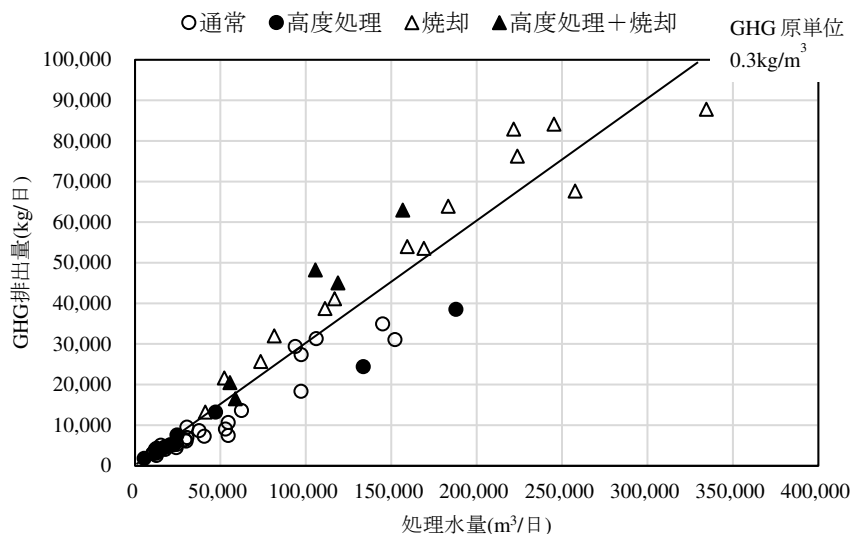


図 4-33 GHG 排出量と処理水量の関係

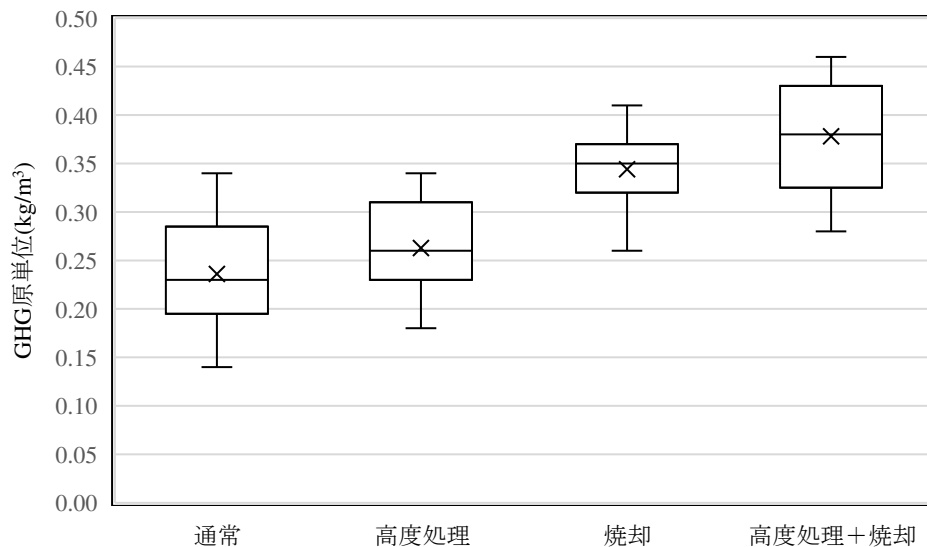


図 4-34 GHG 排出量に及ぼす要因

下水処理における高度処理や焼却炉の影響を考察するために、それぞれの有無で分けて図 4-34 に示す。高度処理も焼却炉も無い通常の処理場の GHG 原単位平均値は 0.24 kg/m^3 と最も小さかった。高度処理が有ると硝化のための曝気風量が多くなり電力消費 CO_2 が増大し、GHG 原単位平均値は 0.26 kg/m^3 と少し増加していた。ただし高度処理の導入により下水処理 N_2O の排出係数が小さくなるので増加は少なかった。焼却炉が有ると日本の下水道からの GHG 排出量の 2 割を占める污泥焼却 N_2O により GHG 原単位平均値は 0.34 kg/m^3 と高くなっていた。高度処理と焼却炉がともに有るケースの GHG 原単位平均値が最も大きくなり 0.38 kg/m^3 となっていた。

今回 4.1.1～4.1.3 で検討した 13 処理場についても同様に、下水処理における高度処理や焼却炉の影響を考察するために、それぞれの有無とどちらも無い(ここでは通常と記載)に分けて図 4-35 に示す。参考として、GHG 原単位 0.2 kg/m^3 と 0.4 kg/m^3 の線も記載した。なお、中核市の 1 処理場のみ高度処理と焼却炉の両方が導入されていたが高度処理として表示した。

高度処理が導入されている処理場では GHG 原単位は $0.30 \sim 0.94 \text{ kg/m}^3$ に分布していた。焼却炉が設置されている処理場では GHG 原単位は少し高くなり、 $0.34 \sim 0.94 \text{ kg/m}^3$ に分布していた。最も GHG 原単位の大きい処理場は高度処理も導入されている。また、3 処理場では污泥広域処理として他の処理場の污泥を集約焼却しており、污泥焼却 N_2O の影響が大きくなっている可能性はありうる。通常では GHG 原単位は $0.16 \sim 0.46 \text{ kg/m}^3$ に分布していた。中規模・中核市の 4 処理場は 0.2 kg/日 と非常に小さくなっていた。標準法の下水処理 N_2O 排出係数は大きいものの、4 処理場では硝化抑制運転が実施され、電力消費 CO_2 が少なくなっていた。

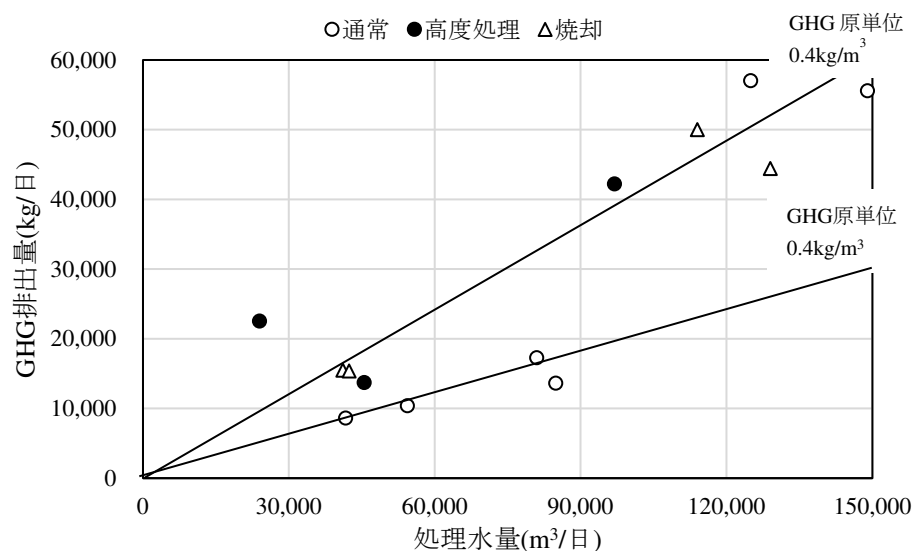


図 4-35 GHG 排出量と処理施設の関係

省エネ・創エネ施策による GHG 削減量を高度処理や焼却炉の有無から整理し、図 4-36 に示す。参考として、CO₂ オフセット率 25%と 50%の線も記載した。高度処理が導入されていると曝気の効率化による省エネ効果は大きいが、創エネ施策である消化ガス発電量が少なく、CO₂ オフセット率は 8～26%であった。焼却炉が設置されていると、汚泥焼却 N₂O が残り、CO₂ オフセット率は 8～48%であった。高度処理と焼却炉のいずれもない通常の処理場の効果が大きく、CO₂ オフセット率は 29～64%となっていた。

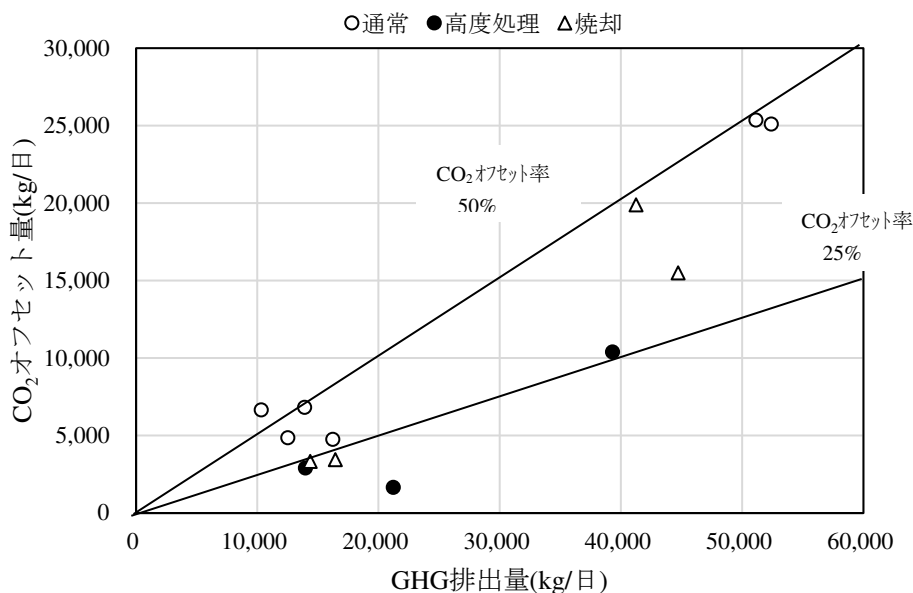


図 4-36 GHG 削減量と処理施設の関係

なお、今回は省エネ・創エネ施策の導入による GHG 排出量削減効果を試算したが、汚泥焼却 N₂O 対策としては中規模処理場での追加対策で検討した低 N₂O タイプの焼却炉も導入が進みつつある。

また、高度処理も放流先の水環境保全の観点からは重要であり、流域における下水処理場の役割は気候変動対策のみではなく様々である。こういった処理場ごとの施策を検討するにあたっては下水処理場シミュレータの活用が有効となる。

4.1.4 中規模処理場における有機物回収の検討

日本での下水処理場の電力自立に向け、有機物回収率向上施策の検討を行った。具体的には流域下水道の中規模な下水処理場を4ヶ所選び、モデル処理場も加え、消化ガス発電による電力自給率を試算し、電力自立ポテンシャルを評価した。ここでは、既設処理施設への導入の容易さを考慮し、溶解性も含めた有機物回収施策として前凝集処理とコンタクトスタビライゼーション法の導入を取り上げ、さらに使用電力量削減として窒素除去の省エネ化についても検討した。

(1)対象とした処理場

4ヶ所の下水処理場およびモデル処理場の仕様をまとめて表4-13に示す。

A 処理場は処理能力 126,500 m³/日であり、水処理方式は標準活性汚泥法(標準法)が採用され、担体が添加されている。汚泥処理工程は分離濃縮—嫌気性消化—脱水で構成されている。脱水汚泥は排出され、コンポストとして利用されている。消化ガスは FIT 事業へ供給されている²⁵⁾。

B 処理場は処理能力 148,000 m³/日であり、水処理方式は嫌気好気活性汚泥法(AO 法)と循環式硝化脱窒法(循環法)が採用され、高度処理対応となっている。汚泥処理工程は分離濃縮—嫌気性消化—脱水で構成されている。脱水汚泥は搬出され、セメント原料として利用されている。消化ガスは消化ガス発電に利用されていたが、FIT 事業への提供に切り替えている²⁶⁾。

C 処理場は処理能力 142,800 m³/日であり、水処理方式は標準法が採用されているが糸状性細菌対策として反応タンク前段部を嫌気状態とする疑似 AO 法で運転されている。また、硝化抑制運転も実施されている。汚泥処理工程は分離濃縮—脱水で構成されている。脱水汚泥は搬出され、コンポストとして利用されている。公共下水道の統合により、一部合流式となっている。嫌気性消化槽は設置されているが休止中となっている²⁷⁾。

D 処理場は処理能力 125,000 m³/日であり、水処理方式は標準法が採用されている。汚泥処理工程は分離濃縮—嫌気性消化—脱水—燃料化で構成されている。燃料化物は近隣の工場で有償利用されている。消化ガスは燃料化施設の燃料や消化槽の加温に利用され、一部は余剰ガス燃焼されている²⁸⁾。

表4-13 下水処理場の仕様一覧

項目	単位	A処理場	B処理場	C処理場	D処理場	M処理場
処理能力	m ³ /日	126,500	148,000	142,800	125,000	144,000
排除方式		分流式	分流式	一部合流式	分流式	分流式
水処理方式		標準法（担体添加）	AO法・循環法	疑似AO法	標準法	標準法・A ₂ O法
汚泥処理		分離濃縮—消化—脱水	分離濃縮—消化—脱水	分離濃縮—脱水	分離濃縮—消化—脱水—燃料化	分離濃縮—消化—脱水
搬出形態		脱水汚泥 コンポスト工場で利用	脱水汚泥 セメント原料として利用	脱水汚泥 コンポスト工場で利用	固形燃料	脱水汚泥 コンポスト工場で利用
処理量	m ³ /日	98,000	97,000	98,000	90,000	108,000
流入水質						
BOD	mg/ L	210	163	170	150	180
SS	mg/ L	183	123	210	150	180
T-N	mg/ L	43	28	37	41	40
NH ₄ -N	mg/ L	29	21	25	29	30
T-P	mg/ L	3.9	3.3	6.0	4.3	4.5
PO ₄ -P	mg/ L	2.0	1.6	4.1	-	
使用電力量	kWh/日	40,500	56,400	29,720	32,550	50,050
電力原単位	kWh/m ³	0.41	0.58	0.30	0.36	0.46
発電量	kWh/日	17,200	17,260	—	—	15,140
電力自給率	%	42%	31%	—	—	30%
放流先		海域	海域	河川	海域	海域
備考		消化ガスはFIT事業として発電利用	消化ガスはFIT事業として発電利用	消化槽は休止中 反応槽は硝化抑制	消化ガスは燃料化 や加温に利用	モデル処理場

水処理方式：標準法（標準活性汚泥法），AO法（嫌気好気活性汚泥法），循環法（循環式硝化脱窒法），

疑似AO法（疑似嫌気好気活性汚泥法），A₂O法（嫌気無酸素好気法）

（処理量の多い順に記載）

運転実績値はすべて年間平均値

以上の実処理場に加えて処理能力 144,000 m³/日のモデル処理場(M 処理場)も検討対象に加えた。水処理方式は標準法と高度処理の影響をみるために嫌気無酸素好気法(A₂O 法)の 2 系列等量処理とした。汚泥処理工程は分離濃縮—嫌気性消化—脱水で構成し、発生した汚泥は脱水汚泥として排出され、コンポストとして利用することとした。消化ガスは全量消化ガス発電に利用する。なお、流入水質については下水道統計から分布を調べ、最頻値を採用した。流入水質は表 5-28 に示す 4 つの実処理場（年間平均値）と同程度の濃度であった。

今回注目している電力自立に関して、電力原単位と電力自給率を計算した。M 処理場も含めた電力原単位は 0.30～0.58 kWh/m³ となり、処理能力 15～20 万 m³/日の処理場での計算結果とほぼ同等であった。A 処理場は 0.41 kWh/m³ であり標準法としては高かった。反応タンク滞留時間が 5 時間程度と短いために担体が添加されており(担体込みの MLSS は約 4000 mg/L)、中途半端に硝化が進行していることが要因と考察している。高度処理を採用している B 処理場は 0.58 kWh/m³ と最も高かった。疑似 AO 法の C 処理場は 0.30 kWh/m³ と最も低かった。硝化抑制運転の実施により送風倍率が 3 倍と小さいことと高効率送風機が採用されていることが要因と考察している。D 処理場は 0.36 kWh/m³ と汚泥燃料化施設が設置されているにも関わらず、標準法としては低かった。硝化が進行していない状況で、高効率散気装置が採用されていることが要因と考察している。M 処理場は 0.46 kWh/m³ と一系列を高度処理としたために少し高かった。

現在消化ガス発電を実施している処理場の電力自給率は A 処理場が 42%、B 処理場が 31%であり日本の平均的な数値として報告されている 33.6%と同程度であった。

(2)下水処理場シミュレータ(PES)による再現結果

水処理の基本となる MLSS の再現性を A～D 処理場について評価した。返送率・余剰汚泥引抜率は実績値を入力したので、初沈沈降係数を変更することにより調整した。ただし、担体添加についてはモデルで対応していないので浮遊性汚泥として計算した。MLSS の計算値は 1410～2260 mg/L となり、実績値の 1420～2400 mg/L と近く、おおむね再現できていた。

使用電力量に関しては 4 ヶ所の処理場について、ほぼ実績を再現することができ、電力原単位として 0.31～0.58 kWh/m³ となっていた。電力量の内訳についても詳細が報告されている D 処理場の計算結果を図 4-37 に示すが、送風機設備が 29%で最も多く、次いで沈砂池ポンプ設備 25%といった傾向も再現できていた。

電力自立の重要施策として取扱う消化ガス発電のベースとなる消化ガス発生量の再現結果を図 4-38 に示す。ただし、C 処理場は休止中のため含まない。消化ガス発生量は実績値 7,464～11,000Nm³/日、計算値 7,477～11,050Nm³/日と再現できていた。また、処理場毎に若干バラツキはあるが、ガス発生倍率も 13～18 と妥当な結果となっていた。

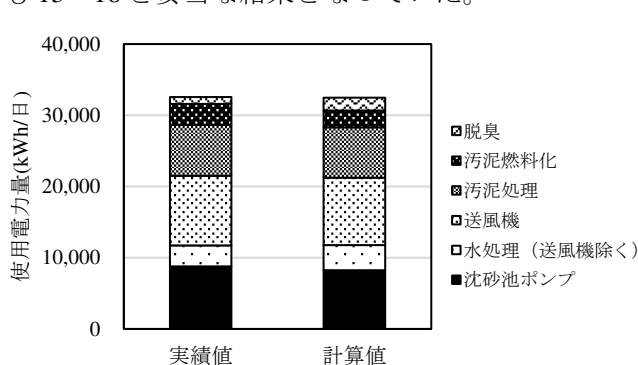


図 4-37 使用電力量の内訳(D 処理場)

処理水質の再現性については、今回は硝化抑制といった曝気風量を抑制する運転が多かったため処理水窒素の計算結果を図 4-39 に示す。硝化抑制の結果を確認するために NH₄-N 濃度とともに NH₄-N 割合 (=NH₄-N/T-N) も併せて示した。処理水質とともに NH₄-N 割合も良く再現され、硝化抑制運転を実施している C 処理場では NH₄-N 割合が 9 割以上であることも再現できていた。

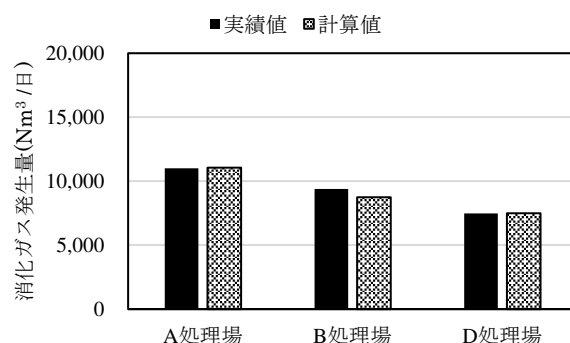


図 4-38 消化ガス発生量の再現結果

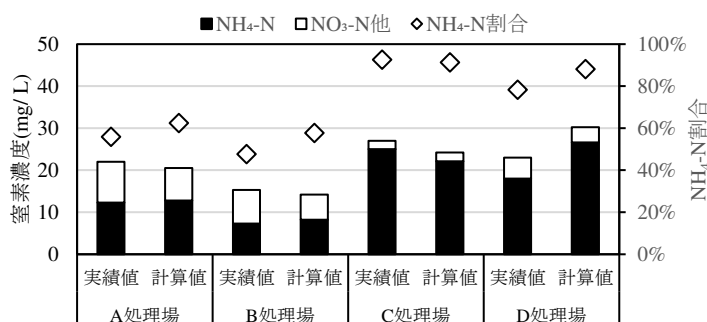


図 4-39 処理水窒素の再現結果

(3)電力自立のシナリオ評価

下水処理場機能評価システム(PES)を利用して水処理と汚泥処理を連携した処理場全体での処理水質と使用電力量の変化を把握しながら、有機物回収率向上の二つのシナリオに関して電力自立の観点から評価した。

① 前凝集処理の導入(以下では前凝集と記載)

海外では CEPT として採用されている初沈への凝集剤の投入による前凝集処理を導入する。凝集剤の注入率に応じて溶解性 BOD の一定割合が固形性 BOD に転換し、これに伴い沈降効率が向上するとし、初沈沈降係数で反映する。凝集剤としては塩化第二鉄を使用し、注入率は 10 mg/L とした。

② コンタクトスタビライゼーション法の導入(以下では高負荷と記載)

活性汚泥の吸着能力を活用し、溶解性有機物を回収する。好気槽の容積を 1/4 とし滞留時間 1~1.5 時間と短くすることにより高負荷運転とし、有機物分解を抑制し余剰汚泥として回収する。使用しなくなる好気槽を安定化槽として利用する。ただし、生物学的窒素除去を採用している系列には導入しない。

なお、C処理場でも嫌気性消化槽を再稼働させることとし、消化ガス発電が導入されていないC処理場とD処理場には発電効率が約40%と高い燃料電池を導入するとした。A処理場とB処理場には現状の発電効率を使用し、それぞれ28%, 33%とした。

1) 有機物回収の計算結果

有機物の回収については、初沈や終沈での汚泥引抜や反応タンクでの好氣的分解や脱窒といった無機化を中心に検討したので有機物指標としてBODを採用した。有機物の回収結果を初沈汚泥と余剰汚泥に分けて、現状をPESで再現した基本(以下は基本と記載)と前凝集、高負荷について図4-40に示す。いずれの処理場でも全体回収率(初沈汚泥+余剰汚泥)は基本では60~72%であった。前凝集では全体回収率が70~81%へと増加し、4~10ポイントの向上となっていた。特に初沈汚泥回収率の増加が大きく、B処理場を除き20ポイント近くの上昇となり、海外で報告されている結果に近いものであった。ただし、反応タンクへ流入する有機物が減少するために汚泥増殖量が少なくなり、余剰汚泥回収率は数ポイント低下していた。高負荷では全体回収率が68~79%へと増加し、2~11ポイントの向上となっていた。初沈は基本と同じ運転なので余剰汚泥回収率の増加が寄与していた。

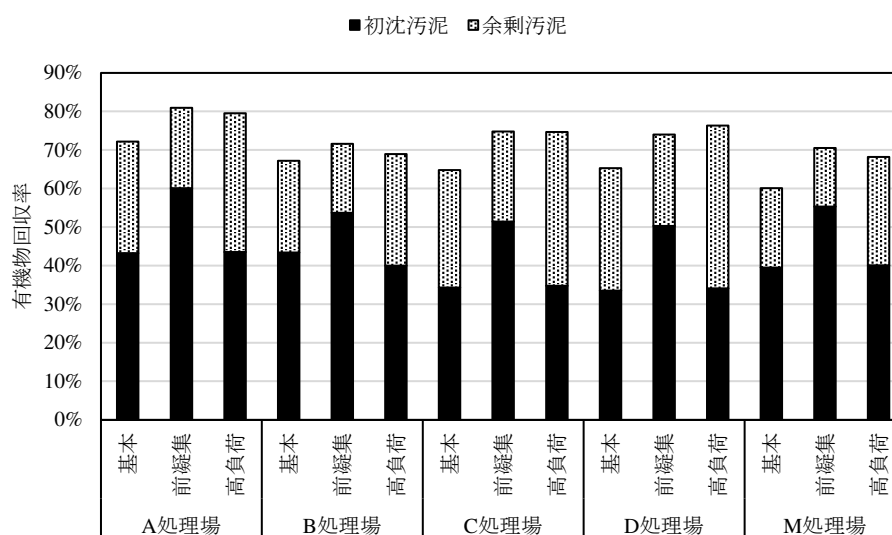


図 4-40 有機物の回収結果

全体有機物(BOD)回収率が一番高かったA処理場の下水処理工程での有機物挙動をフロー図として図4-41に示す。各処理工程での数値はPESで計算されたものである。

基本では流入水中の20.6t/日が沈砂池で返流水と合流し27.3t/日となり、初沈汚泥として初沈流入負荷量の43%に相当する11.8t/日が回収されていた。反応タンクで27%に相当する7.3t/日が無機化され、放流される0.3t/日(2.8mg/L)を除く初沈流入負荷量の29%に相当する7.9t/日が余剰汚泥として回収されていた。結果として初沈流入負荷の72%が回収できていたが、残りの大部分は無機化されていた。

前凝集を導入すると初沈での挙動が大きく変化し、初沈汚泥として初沈流入負荷量の60%に相当する17.0t/日が回収されていた。(嫌気性消化槽からの戻り負荷が増加するために初沈流入負荷量は28.3t/日となっていた。) 反応タンクへの流入負荷が減少し、MLSSの低下も影響して無機化量も4.9t/日へ減少する。基本よりも増加する放流負荷量0.5t/日(5.1mg/L)を除く5.9t/日が余剰汚泥として回収されていた。結果として初沈流入負荷の81%が回収できたが、基本に対する回収率の増加は1.12倍であった。

高負荷を導入すると反応タンクでの挙動が大きく変化し、反応時間が短くなるために無機化量が4.0t/日に減少し 9.7t/日が余剰汚泥として回収されていた。初沈流入負荷量27.5t/日の35%に相当していた。結果として初沈流入負荷の79%が回収できていたが基本に対する増加率は1.09倍であった。ただし、反応時間が短いために場外へ放流される負荷が増加するので、MLSSを増加させて吸着量を増やし1.5t/日(14.8mg/L)に留めた。

高度処理法が採用されているM処理場では、全体回収率は基本の60%から前凝集では70%(1.17倍)、高負荷では68%(1.13倍)の増加となり、全体回収率は低いものの増加率は最も高くなっていた。生物学的窒素除去法(A₂O法)を採用している2系では硝化確保のために高負荷運転が導入できなかったことが高負荷の増加が小さかった要因と示唆された。A₂O法の基本における有機物の使われ方を図4-42に示す。有機物は脱リン(14%)や脱窒(23%)にも利用され、好気槽での分解量(脱リン分除く)は15%と標準法の34%より小さくなっていた。また、硝化を確保するためにMLSSを2000mg/Lとした結果、初沈汚泥引抜負荷量は減少し初沈汚泥回収の割合は23%と標準法の1系よりも低かった。以上のことより有機物回収には高度処理が採用されていない処理場のほうが適していると考察した。

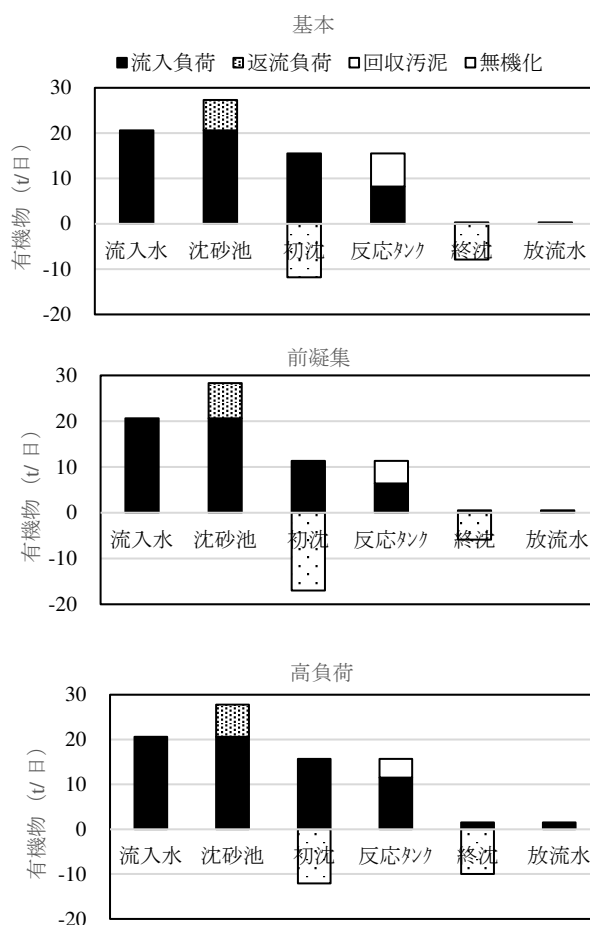


図4-41 有機物(BOD)フロー (A処理場)
上段：基本、中段：前凝集、下段：高負荷

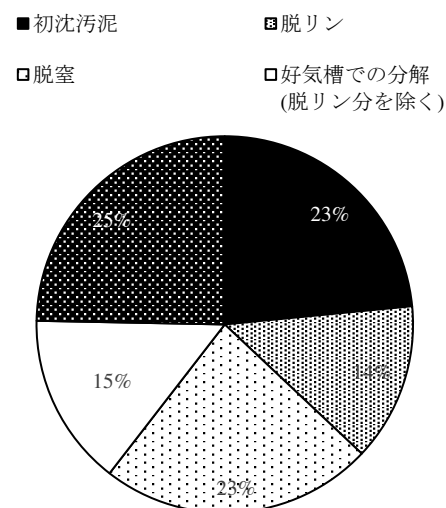


図4-42 有機物の使われ方(M処理場)

2) 使用電力量の計算結果

前凝集と高負荷を導入した時の使用電力量の変化を基本からの低減率として表4-14に示す。前凝集で2～7%、高負荷で1～9%の低減効果が確認できた。全体有機物回収率の最も大きかったA処理場が使用電力量でも前凝集7%・高負荷9%の低減と最も多くなっていた。逆に、高度処理が採用されているB処理場はほとんど低減されなかった。生物学的窒素除去を実施していないC処理場とD処理場では2～5%の低減となっていた。D処理場の低減効果が小さいのは反応タンクに高効率散気装置が採用されており、曝気風量の削減効果が小さく、使用電力量の低減も少なかったためと考えている。M処理場はA処理場に次ぐ低減効果であった。2系に高度処理が採用されているものの、有機物回収率の基本からの増加率が最も高かったためと考察している。

使用電力量の低減効果について、設備単位に分割してC処理場の例を図4-43に示す。前凝集を導入すると送風機設備の使用電力量は6,920 kWh/日と22%削減されるが、汚泥処理量が増加することにより汚泥処理設備の使用電力量は7,420 kWh/日と5%の増加となり、結果的に全体使用電力量は29,620 kWh/日と5%の低減に留まっていた。同様に、高負荷を導入しても送風機設備の使用電力量は7,710 kWh/日と13%削減されるが、汚泥処理固形物量が増加することにより使用電力量は7,120 kWh/日と1%の増加となり、結果的に全体使用電力量は30,110 kWh/日と4%の低減に留まっていた。

この傾向は全ての処理場で共通で、前凝集では送風機設備で10～22%削減され、汚泥処理設備で2～5%増加し、全体では2～7%の低減となっていた。一方、高負荷では送風機設備で4～21%削減され、汚泥処理設備で0～1%しか増加せず、全体では1～9%の低減となっていた。

表4-14 使用電力量の変化

	使用電力量(kWh/日)			基本からの低減率	
	基本	前凝集	高負荷	前凝集	高負荷
A処理場	40,570	37,920	37,120	7%	9%
B処理場	55,860	54,490	55,150	2%	1%
C処理場	31,250	29,620	30,110	5%	4%
D処理場	32,470	31,780	31,390	2%	3%
M処理場	50,170	47,360	47,610	6%	5%

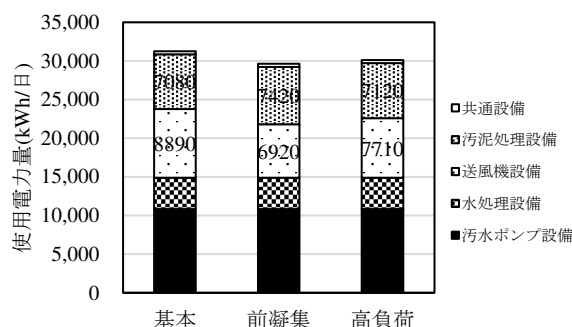


図4-43 使用電力量の変化(C処理場)

生物学的窒素除去法(硝化脱窒法)が採用されているB処理場とM処理場では基本の電力原単位がそれぞれ0.58 kWh/m³、0.46 kWh/m³と高くなっていた。そこで、硝化脱窒工程の変更による使用電力量の低減を、M処理場2系(A₂O法)を対象に曝気風量で評価した。対策としては、海外で実施されている「亜硝酸脱窒」と研究の進められている「アナモックス」を選定し、PESに簡単なモデルを組み入れ曝気風量の変化を検討した。

結果を図4-44に示す。亜硝酸脱窒とすることにより硝化の空気量が2/3となるので送風倍率は、基本の7.3倍から5.8倍へと2割削減されていたが、送風機使用電力量の低減は6.1%であった。一方、アナモックスは硝化の空気量はほぼ1/3となるが、脱窒の炭素源としてのBODの利用が無くなり、残存するBODの酸化のための空気量の増大で空気倍率は5.6倍に留まり、送風機使用電力量の低減は6.8%であった。

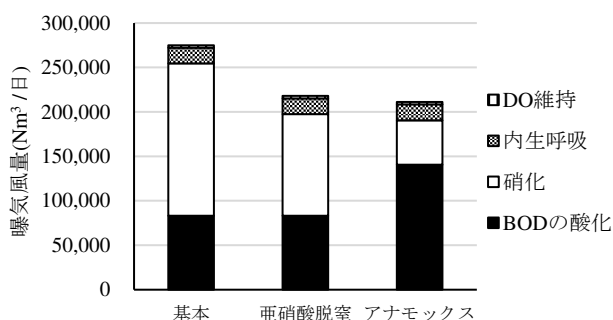


図4-44 曝気風量の変化(m処理場2系)

3) 電力自給率の計算結果

有機物回収量と使用電力量の検討結果を踏まえ、発電量の増加を電力自給率の観点から評価した。使用電力量と発電量の変化を電力自給率と併せて表4-15に示す。

有機物回収率向上施策導入後の電力自給率が最も高かったのはD処理場であった。基本でも51.2%と最も高かったが、前凝集で58.0%と6.8ポイントの向上となり、基本の1.13倍となっていた。発電量が18,440kWh/日と1.11倍になったことが寄与していた。高負荷では使用電力量は31,390kWh/日と前凝集よりも低減していたが発電量が前凝集よりも少なく、電力自給率は57.3%であった。次に電力自給率が高かったのはA処理場で、前凝集では電力自給率51.2%と基本の1.17倍となり増加率はd処理場よりも大きくなっていた。D処理場と同様に、高負荷では使用電力量は低減するものの発電量の増加が少なく、電力自給率は49.0%であった。電力自給率の増加率が最も高かったのはC処理場であり、前凝集では電力自給率は49.3%と基本の1.24倍となり、有機物回収率の1.15倍を上回っていた。また、高負荷の電力自給率は44.9%と基本の1.13倍となっていた。高度処理が採用されているB処理場は使用電力量が大きいため電力自給率は小さかったが、前凝集は1系・2系ともに導入できたため増加率は1.19倍となり他の処理場と遜色のないものであった。同様に高度処理の採用されているM処理場でも前凝集の効果が大きく、増加率は1.21倍と高かった。

有機物回収量の増加率よりも電力自給率の増加率が若干高かった要因を消化ガス発生量から検討した。計算結果として把握できる初沈汚泥と余剰汚泥からの消化ガス発生量と消化ガス発生倍率を併せてM処理場の例を図4-45に示す。

前凝集では初沈汚泥からのガス発生量は1.36倍と有機物回収率と同等となっていたが、余剰汚泥からのガス発生量は余剰汚泥固形物量がMLSSの低下に伴う余剰汚泥濃度の低下により減少する影響で0.77倍に減少し、全体としては1.14倍の増加に留まっていた。

しかしながら、使用電力量の削減効果もあり電力自給率としては1.21倍となり、有機物回収率の1.17倍より大きかった。

高負荷では初沈汚泥からのガス発生量は変わらないが、余剰汚泥濃度の上昇もあり、余剰汚泥からのガス発生量が1.19倍となる効果で、全体としては1.08倍となっていた。結果として電力自給率は1.13倍となり有機物回収率の増加率(1.13倍)と同じであった。

高度処理が採用されているケースでは使用電力量が多いために電力自給率が小さくなっている。そこで、M処理場を対象に前述の亜硝酸脱窒(2系)やC処理場で実施されている硝化抑制(1系)による省エネ施策と、将来的に導入の可能性のある窒素の水生植物によるバイオマス回収(2系)の導入効果を試算した結果を図4-46に示す。省エネ施策では硝化抑制運転の効果が大きく、基本の電力自給率30.0%が46.0%に増加していた。水生植物によるバイオマス回収では発電量と受電量の合計である電力使用量は増えるものの発電量が大幅に増加し、電力自給率は61.7%まで向上していた。

表 4-15 使用電力量と発電量の変化

項目	A処理場	B処理場	C処理場	D処理場	M処理場
基本	使用電力量	40,570	55,860	31,250	32,470
	発電量	17,680	13,980	12,450	16,620
	電力自給率	43.6%	25.0%	39.8%	51.2%
前凝集	使用電力量	37,920	54,490	29,620	31,780
	発電量	19,420	16,170	14,590	18,440
	電力自給率	51.2%	29.7%	49.3%	58.0%
高負荷	使用電力量	37,120	55,150	30,110	31,390
	発電量	18,180	14,090	13,510	17,990
	電力自給率	49.0%	25.5%	44.9%	57.3%

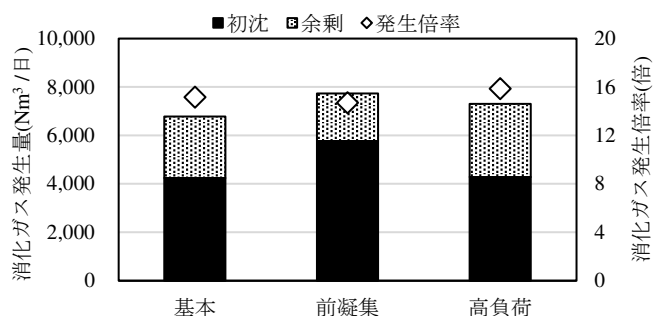


図 4-45 初沈汚泥と余剰汚泥からの消化ガス発生量

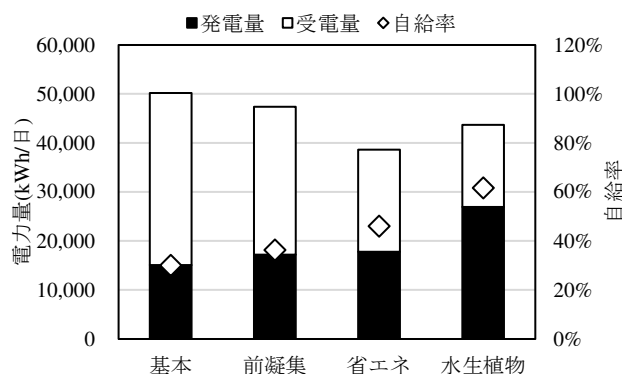


図 4-46 電力自給率の更なる向上(M処理場)

4.2 流域での評価

4.2.1 流域下水道を中核とする広域化

気候変動や少子・高齢化に対応し下水道事業の持続性を確保する手段の一つとして「広域化・共同化の推進」が指摘されている。今後は市町村界を越える、流域下水道を核とした施設の統廃合等ハード面、ICTを活用した集中監視等の維持管理や事務の共同化等ソフト面からの広域化・共同化の進展が期待されている。

「広域化・共同化計画」の策定にあたっては、都道府県が主体となり、市町村と連携して污水处理事業に関わる基礎調査、ブロック割、広域化・共同化メニュー案の検討等が進められている。

しかしながら、使用料収入の増加額及び污水处理費の削減額といった経営面からの検討が中心で、下水処理場の機能面からの検討はなされていない。そこで、下水処理場シミュレータを利用し、モデル地域を対象に広域化・共同化による下水処理場の資源・エネルギー循環拠点化に関するポテンシャルを総合的に評価した。

(1)対象とした流域

下水処理場の広域化・共同化における資源・エネルギー循環拠点化の評価にあたり、モデル地域としてI県を選定した。一級河川沿いの流域下水道で中規模から大規模の4ヶ所の下水処理場から構成されており、処理場フローモデル構築に利用できる施設情報が維持管理年報等として公開されている。

なお、データは令和元年度のものを使用し、処理能力や処理方式といった仕様や流入水質や使用電力量といった処理実績をまとめて表4-16に示す²⁹⁾。

A処理場は処理能力196,000 m³/日の大規模処理場であり、水処理方式は嫌気好気活性汚泥法（AO法）と標準活性汚泥法（標準法）が採用されている。汚泥処理は焼却炉が設置されており、焼却灰として搬出されている。一部合流式が採用されており、年平均では123,400 m³/日の処理量であるが、降雨の多い月には15万 m³/日程度の処理量となることもある。消化ガスは主に消化ガス発電に利用されているが、焼却炉補助燃料としても利用されている。

B処理場は処理能力48,010 m³/日と中規模処理場であり、水処理方式は標準法として建設されているがAO法として運転されている。汚泥処理は焼却炉が設置されており、集約処理としてC処理場とD処理場の脱水汚泥も焼却し、焼却灰として搬出されている。消化ガスはFIT制度（固定価格買取制度）を活用し、民設民営による消化ガス発電に利用されている。

表4-16 下水処理場の仕様一覧

項目	単位	A処理場	B処理場	C処理場	D処理場
処理能力	m ³ /日	196,000	48,010	22,700	13,400
排除方式		一部合流式	分流式	分流式	分流式
水処理方式		AO法・標準法	AO法	標準法	標準法
汚泥処理		分離濃縮－消化－脱水－焼却	分離濃縮－消化－脱水－焼却	分離濃縮－消化－脱水	分離濃縮－消化－脱水
搬出形態		焼却灰	焼却灰	脱水汚泥	脱水汚泥
処理量	m ³ /日	123,400	34,500	15,000	9,100
流入水質					
BOD	mg/L	200	170	220	240
SS	mg/L	210	160	220	230
T-N	mg/L	42	51	48	52
NH ₄ -N	mg/L	28	40	40	35
T-P	mg/L	5.3	8.4	3.9	6.3
PO ₄ -P	mg/L	2.9	7.0	3.0	4.3
使用電力量	kWh/日	38,850	18,900	7,250	5,130
電力原単位	kWh/m ³	0.31	0.55	0.48	0.56
発電量	kWh/日	11,950	6,930	-	-
電力自給率	%	31%	37%	-	-
放流先		河川	河川	河川	河川
備考		消化ガスは焼却炉補助燃料としても利用	集約処理としてC・D処理場の脱水汚泥も焼却	消化槽加温以外は余剰ガス燃焼装置で燃焼	消化槽加温以外は余剰ガス燃焼装置で燃焼

水処理方式；標準法（標準活性汚泥法），AO法（嫌気好気法）処理量の多い順に記載

C 処理場は処理能力 22,700 m³/日と中規模処理場であり、水処理方式は標準法が採用されている。汚泥処理は分離濃縮—消化—脱水であり、脱水汚泥は B 処理場で焼却されている。消化ガスは消化槽加温に利用され、残りは余剰ガス燃焼装置で無効消費されている。

D 処理場は処理能力 13,400 m³/日と中規模処理場であり、水処理方式は標準法が採用されている。汚泥処理は分離濃縮—消化—脱水であり、C 処理場同様に脱水汚泥は B 処理場で焼却されている。消化ガスは消化槽加温に利用され、残りは余剰ガス燃焼装置で無効消費されている。

いずれの処理場も放流先は河川であり(A 処理場が最上流、D 処理場が最下流で、上流から下流に並んでいる。)、閉鎖性水域の水質保全のための窒素・リンを対象とした高度処理は実施されていない。

下水処理場の電力消費には、施設規模や高度処理、焼却炉の設置等が影響すると指摘されているが、電力原単位は 0.31~0.56 kWh/m³ となっていた。処理量が多い A 処理場が 0.31 kWh/m³ と最も小さく、処理量が少ない D 処理場が 0.56 kWh/m³ と最も大きく、処理規模の影響が顕著であった。B 処理場が 0.55 kWh/m³ と C 処理場の 0.48 kWh/m³ より高いのは焼却炉設置の影響と考察している。

流入水質は全国の最頻値よりは少し高めであったが、B 処理場の全リン(T-P)は約 2 倍高い 8.4mg/L であった。

まずは、水処理の基本となる MLSS の再現を確認した。返送率・余剰汚泥引抜率は実績値を入力したので、初沈沈降効率を変更することにより、MLSS が実績値と一致するように調整した。4 ヶ所の処理場での MLSS の再現結果では実績値 1500~1660mg/L に対し、計算値 1540~1720mg/L とおおむね再現できていた。

処理水質の再現の一例として全窒素(T-N)の計算結果を図 4-46 に示す。各処理場ともに硝化抑制運転が実施されており、処理水 T-N の大部分がアンモニア性窒素(NH₄-N)であることも含めて、処理状況が再現できていた。処理水 T-P は AO 法が採用されている A・B 処理場では再現できていたが、処理水 SS は計算値が 0mg/L となるなど乖離があった。除去率では 1%の差でありエネルギー回収の検討には影響ないと判断した。

汚泥処理系における、エネルギー循環拠点化の鍵となる消化ガス発生量の再現結果を図 4-47 に示す。重力濃縮槽や機械濃縮機の運転結果としての消化槽投入固形物量からの計算であったが、消化ガス発生倍率が実績値の 17.3~22.1 倍に対し、計算値 16.3~19.6 倍とおおむね再現できていた。ただし、B 処理場に関しては消化槽投入汚泥量が少なく計算され、消化ガス発生量も 3,050Nm³/日と実績値の 7 割程度に留まっていた。

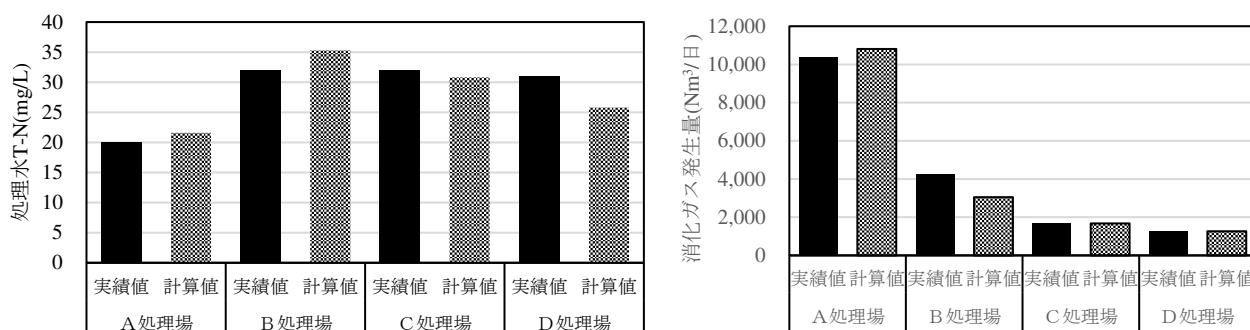


図 4-47 処理状況の再現結果(左：処理水 T-N、右：消化ガス発生量)

使用電力量の再現結果を、維持管理年報に合せて集計した内訳も含めて A 処理場について図 4-48 に示す。A 処理場では実績値の 38,850kWh/日、原単位 0.31kWh/m³ に対して、計算値は 38,310 kWh/日、原単位 0.31kWh/m³ と、原単位は一致していた。内訳では、送風機 35%、焼却を含む汚泥処理 29%、水処理 17%の順で多かった。

使用電力量は固定電力量と運転状況に応じて変化する電力量とから計算している。そこで規模の小さい C・D 処理場の計算では、処理能力に応じて固定電力量を小さくして対応した。

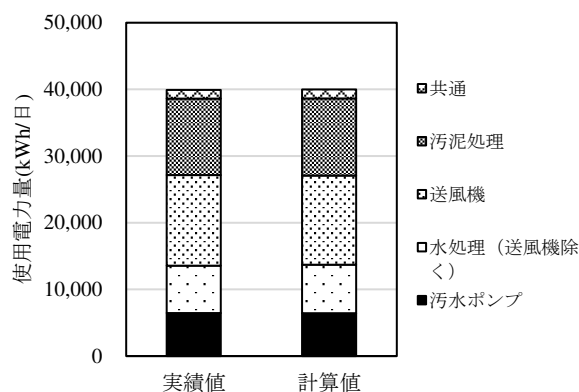


図 4-48 使用電力量の再現結果(A 処理場)

(2) 物質・エネルギーの循環拠点化のための施策

a) エネルギー回収施策

自然エネルギー(太陽光や風力)の利用も提案されているが、まずは第一段として下水処理場内での省エネ・創エネから検討した。污水ポンプや送風機の時間変動を考慮した運転により 10~20%程度の省エネが図れると報告されているが、維持管理年報では時間単位の情報が入手できないために検討対象外とした。また、規模の小さい処理場では污泥処理設備(濃縮・脱水)の使用電力量に占める割合が大きく省エネ効果が大きいと考えられるが、個別設備での使用電力量詳細が不明であったことと設置されている機器の種類が多かったことの理由で検討対象外とした。

b) 資源回収施策

資源回収としてはリン回収を取り上げた。リン回収量の計算にあたっては、焼却炉が設置されているので焼却灰を対象とした「灰アルカリ法」を採用した。ただし、消化ガス発生量増大のための污泥可溶化により消化脱離液(脱水ろ液)へ移行するリンが増加するので「MAP 法」も検討した。リン回収効率は「下水道におけるリン資源化の手引き」の数値を参考に、灰アルカリ法 50 %・MAP 法 85 %とし、リン回収量はリンフローから計算した。

c) 広域化・共同化のための施策

下水処理場の広域化・共同化に向けては、農業集落排水処理施設(集落排水と略記)やし尿・浄化槽(浄化槽と略記)といった廃水処理施設、生ごみや畜産廃棄物といった多分野連携による資源・エネルギー循環といったアプローチが提案されている³⁰⁾が、まずは公共下水道の下水処理場も含めた污水处理施設の連携を検討した。

4つの流域関連自治体の令和元年度の污水处理人口普及率と下水道処理人口普及率³¹⁾とから、それぞれの処理人口を計算し、普及率と併せて図 4-49 に示す。2市2町で構成される A 処理場では污水处理人口普及率が 94.4%と最も高く、下水道処理人口普及率も 84.6%と 9 割が下水道で処理されている。2市で構成される B 処理場では下水道は 7 割程度まで低下し、1市1町で構成される C 処理場では下水道以外(集落排水や浄化槽)が 33.4%を占めている。同じく 1市1町で構成される D 処理場では下水道は 6 割程度となっている。

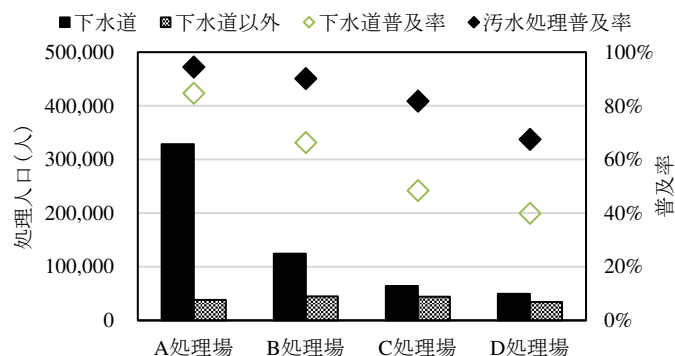


図 4-49 処理区毎の污水处理人口と下水道処理人口

広域化・共同化の検討にあたっては以下の方針で流域下水道へ集約するものとした。

- ① 公共下水道: 脱水污泥を搬入し、消化ガス発電・リン回収に利用する。脱水污泥のデータは下水道統計を使用した。
- ② 集落排水: 集水管渠があるので、既にいくつかの地区で実施されている流域下水道接続を実施する。処理人口分の污水が流域下水道処理場へ流入する。
- ③ 浄化槽: し尿処理場で処理後、脱水污泥を搬入し、消化ガス発電・リン回収に利用する。

広域化・共同化の対象とした都市の処理人口内訳を構成都市単位で整理して表 4-17 に示す。共同化の対象とした公共下水道の下水処理場一覧を下水道統計から整理して表 4-18 に、浄化槽污泥を対象としたし尿処理場(一部は污泥再生処理センター)を処理方式や処理能力と併せて表 4-19 に示す。例えば、B 処理場は都市 b-1,b-2 を対象とし、b-1 市には単独公共下水道として b-1-1、b-1-2 の処理場があり、し尿処理場として b 処理センターも有している。処理区毎に下水道以外の割合が異なり、B 処理場では集落排水処理人口が多く、D 処理場では浄化槽処理人口が多くなっていた。単独と記載している e 町は流域下水道構成都市ではないものの、A 処理場の処理区と隣接しているので対象とした。

表 4-17 処理区毎の汚水処理人口内訳

処理場	都市	行政人口	処理人口		
			下水道	浄化槽	集落排水
A処理場	a-1	288,816	259,068	11,264	7,509
	a-2	55,133	38,262	9,538	55
	a-3	27,318	21,499	574	4,753
	a-4	16,586	9,487	2,422	1,841
	合計	387,853	328,317	23,797	14,159
B処理場	b-1	95,501	60,739	10,505	15,185
	b-2	92,260	63,659	7,012	12,086
	合計	187,761	124,398	17,517	27,271
C処理場	c-1	116,742	55,336	20,080	18,095
	c-2	15,569	8,610	1,043	4,951
	合計	132,311	63,945	21,123	23,046
D処理場	d-1	116,367	46,547	22,166	4,073
	d-2	7,584	2,882	1,570	751
	合計	123,951	49,429	23,736	4,824
単独	e	32,738	19,905	25,306	5,860

表 4-18 共同化の対象とした公共下水道の下水処理場

都市	処理場	処理方式	処理水量	脱水汚泥量	距離
			m ³ /日	m ³ /日	km
b-1	b-1-1処理場	OD法	819	0.52	20
b-1	b-1-2処理場	OD法	694	0.60	40
b-2	b-2処理場	標準法	12,251	0.21	15
	B処理場		13,764	1.33	
c-1	c-1処理場	OD法	1,716	1.47	10
	C処理場		1,716	1.47	
d-1	d-1-1処理場	OD法	796	0.70	10
d-1	d-1-2処理場	OD法	158	0.19	20
d-1	d-1-3処理場	OD法	790	0.69	15
d-1	d-1-4処理場	嫌気好気ろ床法	455	不明	20
d-1	d-1-5処理場	OD法	280	0.22	30
d-1	d-1-6処理場	OD法	171	0.16	15
	D処理場		2,650	1.95	
e-1	e-1処理場	標準法	5,421	5.52	15
	A処理場		5,421	5.52	

表 4-19 共同化の対象としたし尿処理場

処理場	名称	処理方式	処理能力	輸送量	距離
			k L/日	m ³ /日	km
A処理場	a処理センター	標準脱窒素処理	170	0.25	30
B処理場	b処理センター	高負荷脱窒素処理	250	0.18	15
C処理場	c処理センター	膜分離高負荷脱窒素処理	276	0.22	10
D処理場	d処理センター	高負荷脱窒素処理	160	0.25	5
e町	e処理センター	前処理一下水道投入	44	0.26	15

また、集落排水処理施設への流入負荷量は処理区毎に流域下水道の流入量から1人1日あたりの流入量を計算し、処理人口をかけることにより算出した。浄化槽汚泥発生量は1人1日あたり浄化槽汚泥排出量³²⁾から、処理人口をかけることにより算出し、し尿処理場での汚泥転換率を考慮して輸送量を算出した。

公共下水道に関しては処理量1,000m³/日以下の小規模処理場が多く、処理方式としてはオキシデーションディッチ法(OD法)が多かった。d-1-4 処理場は嫌気好気ろ床法であるが、汚泥処理は民間委託されており、処理量の記載が無かったため対象外とした。なお、b-2 処理場の脱水汚泥量が他の処理場と比べて少ないのは工業団地廃水処理施設であるためと考察している。集約処理場への輸送距離は Google map を利用して推定したが、施設が特定できなかった場合は地区中心部とし、斜字で記載した。輸送距離は10～40km となり、市町村合併で同一となったケースでの距離が長い傾向にあった。

し尿処理場(一部は汚泥再生処理センター)に関しては高負荷脱窒素処理の採用が多く、処理能力100kL/日以上の大規模処理施設が多くなっていた。e 処理センターは施設更新にあたり、前処理で固形物を回収し(燃料として利用)、公共下水道への投入となっているが、今回は条件を合わせるために脱水汚泥として輸送するものとした。同様に Google map を利用して推定した輸送距離は5～30km となり公共下水道よりは短かった。

輸送トラックは最大積載量10トンで使用燃料は軽油を想定し、燃費は2890km/kLとして燃料使用量を計算した³³⁾。さらに熱量ベースで電力量に換算³⁴⁾して差し引くことにより正味の発電量増加量を算出した。

既に実施しているB処理場でのC処理場とD処理場の汚泥集約焼却に加えて、余剰消化ガスの集約による発電量の増加も検討した。消化ガス輸送による燃料使用量は精製ガス輸送トレーラーの容量を500Nm³/回として余剰ガス量から輸送回数を計算した。軽油燃料を想定し、燃費は4250km/kLとして計算し、同様に正味の発電量増加量を算出した。なお、C処理場は25km、D処理場は50kmの輸送距離であった。

(3)資源・エネルギー循環拠点化のための施策の解析結果

a)エネルギー回収施策

消化ガス発電を導入しているA処理場とB処理場の各施策による自給率の変化を発電量・受電量と併せて図4-50に示す。

A処理場では現状の自給率31%が、消化ガス発電・焼却補助燃料等として利用されていない余剰ガスも発電に使用すると39%になった。省エネ施策として高効率散気装置を導入すると、使用電力量が2割以上削減されるため自給率は50%まで向上した。低MLSS運転では使用電力量の低減は小さいが、

発電量が 2 割以上増加することにより自給率は 49%となった。創エネ施策として余剰汚泥可溶化を導入すると、使用電力量は 1 割ほど増加するものの発電量が 6 割以上増加するために自給率は 57%まで 20 ポイント近く向上した。3つの施策を同時に実施すると、使用電力量は 33,130kWh/日と 1 割以上削減され、発電量は 23,970 kWh/日となり自給率は 72%と 30 ポイント以上の向上が期待された。

B 処理場では現状の自給率 37%が、余剰ガスも発電に使用すると 42%になった。省エネ施策として高効率散気装置を導入すると、使用電力量の削減は 1 割程度に留まり自給率は 45%であった。使用電力量に占める送風機の割合が 2 割以下と小さいことが要因と示唆された。低 MLSS 運転では自給率は 44%であった。創エネ施策として余剰汚泥可溶化を導入すると、発電量が 4 割近く増加するために自給率は 54%まで 10 ポイント以上向上した。3つの施策を同時に実施すると、自給率は 58%と 20 ポイント近くの向上が期待された。A 処理場よりも自給率の向上が小さかったのは C 処理場と D 処理場の汚泥焼却処理をしていることもあり、現状の原単位が 0.55kWh/m³と A 処理場の 0.31 kWh/m³ よりも大きいことが要因と考察した。

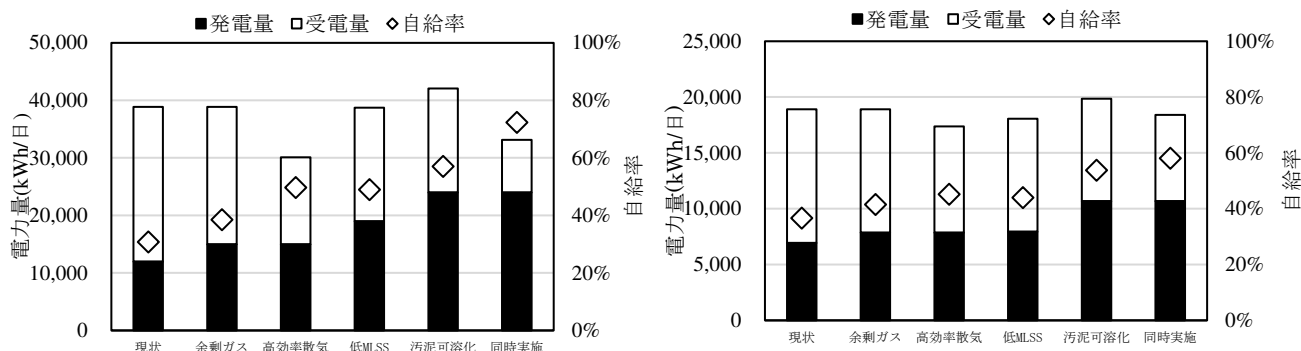


図 4-50 各施策による自給率の変化 (左：A 処理場，右：B 処理場)

b)資源回収施策

リン回収の計算結果として A 処理場と B 処理場のリン収支を、現状と各エネルギー回収施策を同時実施したケースについて図 4-51 に示す。なお、循環量は流入負荷量から流出・回収も含めた排出量を基に計算した数値である。

A 処理場では AO 法により水処理系での除去率が 8 割近くあり、リン流入負荷量 654kg/日の大部分が汚泥処理工程へ移行されていた。嫌気性消化により一部は水処理系への戻り負荷となっているが、4 割以上が焼却灰に存在していた。灰アルカリ法による回収量は 142kg/日、回収率は 22%であった。今回の試算では MAP 法は脱水ろ液を対象としたために回収量は 44kg/日、回収率 7%に留まっていた。

エネルギー回収施策を同時実施すると、特に汚泥可溶化が大きく影響し、リンの挙動は異なっていた。焼却灰への移行量が 205 kg/日まで減少するために灰アルカリ法での回収量は 103 kg/日、回収率は 16%まで低下していた。逆に、嫌気性消化槽からの脱離量が増加し MAP 法での回収量は 133 kg/日と回収率 20%まで増加した。

なお、エネルギー回収施策として MLSS1000mg/L での運転としたために生物脱リンによる回収量が減少し、流出量が 308 kg/日、リン除去率 53%となっており、エネルギー回収と資源回収の総合的な運用が必要と示唆された。低 MLSS 運転は水処理工程でのリンの汚泥への移行という観点からは不利であるが、余剰汚泥は可溶化しているので返流水として循環し、リン回収量への影響は小さかった。

B 処理場では流入水 T-P が 8.4mg/L と高いものの、AO 法により水処理系での除去率が 8 割以上あり、リン流入負荷量 290kg/日の大部分が汚泥処理工程へ移行されていた。6 割以上が焼却灰に存在し灰アルカリ法による回収量は 94 kg/日、回収率は 32%であった。MAP 法の回収量は 23kg/日、回収率 8%に留まっていた。エネルギー回収施策を同時実施すると、焼却灰への移行量が 81kg/日まで減少するために灰アルカリ法での回収量は 41 kg/日、回収率 14%まで低下していた。MAP 法での回収量は 57 kg/日と回収率は 20%まで増加した。なお、リン除去率は 48%で流出量が 152 kg/日あり、リン回収としては流出水からの回収も有効である。

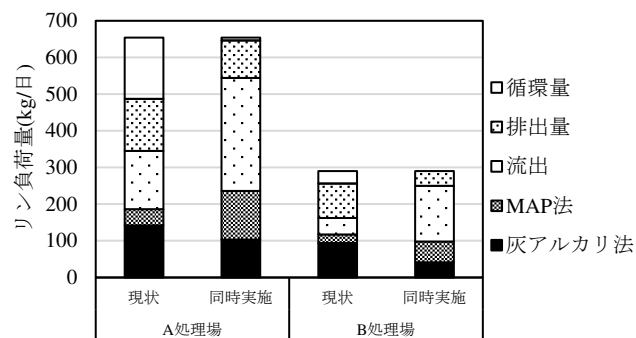


図 4-51 リン回収量の計算結果

c) 広域化・共同化のための施策

広域化・共同化として対象とした公共下水道・集落排水処理施設・浄化槽について A～D の 4 つの流域処理場での消化ガス発電量増加量の計算結果を図 4-52 に示す。下水道・浄化槽については輸送燃料分の発電変換量を引き算した正味の発電量である。一番増加量が多いのは集落排水の広域化であった。処理人口の多さに加え、下水道接続と設定したために流入水中の有機物(特に初沈汚泥)が消化ガス発生量の増加に寄与した結果と考察している。なお、A 処理場は集落排水処理人口が約 14,000 人と、B 処理場の約 27,000 人より少ないにもかかわらず発電量が上回っていた。要因としては 1 人 1 日あたりの流入量が 380L と B 処理場の 290L より多かったのと、流入水 SS が 210mg/L と B 処理場の 160 mg/L と高かったためと考察している。

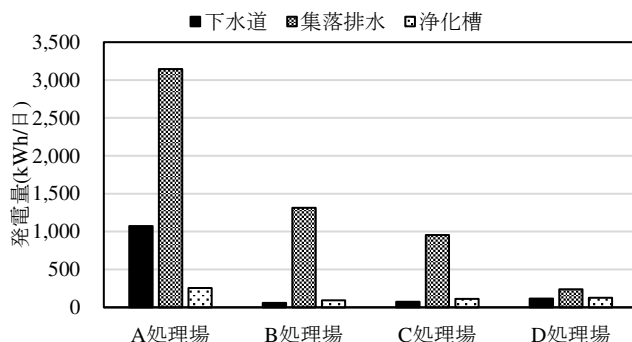


図 4-52 汚水処理施設連携による消化ガス発電量

次いで A 処理場に関しては公共下水道の共同化影響が大きかった。対象となった e-1 処理場の処理量が約 5,400m³/日と他より大きく、処理方式も標準法であり、他の OD 法汚泥よりは消化ガス発生量が多くなったためと考察している。公共下水道の共同化では B 処理場が最も少なくなったが、輸送距離が 15～40km と長く、輸送燃料の割合が約 30% と高いことが影響していた。

浄化槽汚泥の共同化に関しては、し尿処理場で嫌気性処理を受けた結果の汚泥であるために、汚泥発生量も少なく、かつ消化ガス発生量も少なくなっていた。ただし、今後は都市周辺部を中心に浄化槽での整備が計画されており³⁵⁾、e 処理センターで採用されている下水道接続や、バキュームカーでの下水道投入といった浄化槽汚泥の積極的な活用が望まれる。

A 処理場における広域化・共同化の効果としては、A 処理場単独での発電量 14,960kWh/日との合計 19,430kWh/日のうち、それぞれ集落排水 16%・公共下水道 6%・浄化槽 1%であり、全体としては 23% を占め、現状より 3 割ほど増加していた。しかしながら、使用電力量 38,850kWh/日に対する自給率は 50%と、処理場内での省エネ・創エネ施策との総合的な推進が必要であると示唆された。

同様に資源回収施策として、公共下水道・集落排水処理施設・浄化槽について A～D の 4 つの流域処理場での焼却灰からのリン回収量増加量の計算結果を図 4-53 に示す。

エネルギー回収施策と同じく集落排水の広域化による増加量が最も多くなっていた。C 処理場と D 処理場でのリン回収量が少ないのは水処理方式が標準法であるために、リンを汚泥処理へ十分には移行できていないためである。公共下水道では A 処理場が最も多かったが、脱水汚泥中のリン含有率を同じ係数で算出したために処理場間の差はエネルギー回収よりは小さかった。浄化槽汚泥も処理後の汚泥のリン含有率から算出したので、処理人口が約 18,000～24,000 人と処理場間の差が小さく、結果としてリン回収量も差が小さかった。

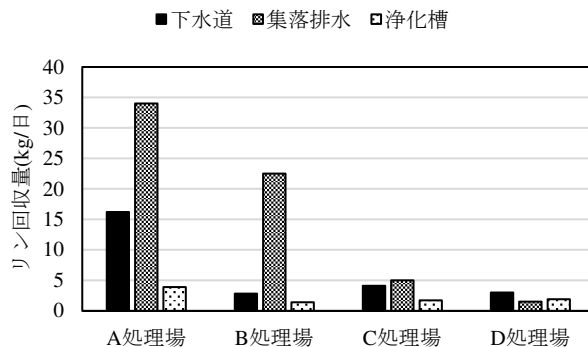


図 4-53 汚水処理施設連携によるリン回収量

既に、C 処理場と D 処理場の脱水汚泥を B 処理場において焼却処理を実施しているので B 処理場には 3 つの処理場のリンが集約されている。そこで、3 つの処理場を集約したリン回収量の内訳を図 4-54 に示す。リン回収量は 159kg/日と、B 処理場の現状 94 kg/日の 1.7 倍となり、それぞれ集落排水 18%・公共下水道 6%・浄化槽 3%を占め、全体としては 27%を占めていた。B 処理場単独での広域化・共同化では 121kg/日と、1.3 倍の増加に留まり流域処理場間での共同化が有効であると示唆された。

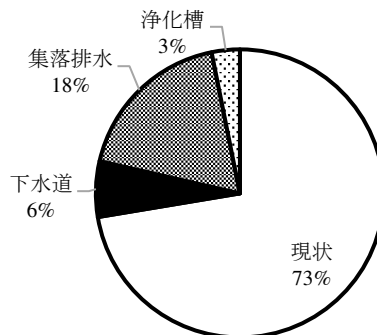


図 4-54 リン回収量内訳(B 処理場)

なお、今回は発電量の増加を対象としたため集約した

汚泥の焼却に関わる補助燃料は考慮していない。集落排水の広域化だけでも補助燃料は1割ほど増加するので、近年課題となっているカーボンニュートラルの観点からは検討が必要と考察している。

d) 資源・エネルギー循環拠点としての評価

下水処理場を流域のエネルギー循環拠点とすべく、処理場での省エネ・創エネ施策と広域化・共同化の総合評価を試みた。

B 処理場を、C 処理場と D 処理場と連携した循環拠点と捉え、使用電力量と発電量の関係を自給率と併せて図 4-55 に示す。現状の自給率 39%が B 処理場単独での省エネ・創エネ施策の効果で使用電力量が 18,390kWh/日に削減され、発電量は 10,680kWh/日へと増加することにより自給率は 58%まで向上した。広域化・共同化施策では3処理場連携(C 処理場と D 処理場からの消化ガス輸送)の効果が大きく、発電量は 15,450kWh/日となり自給率は 82%であった。さらに、両施策を組合せた循環拠点化施策では発電量が 19,200kWh/日まで増加し、自給率 104%と電力自立が可能であると計算された。

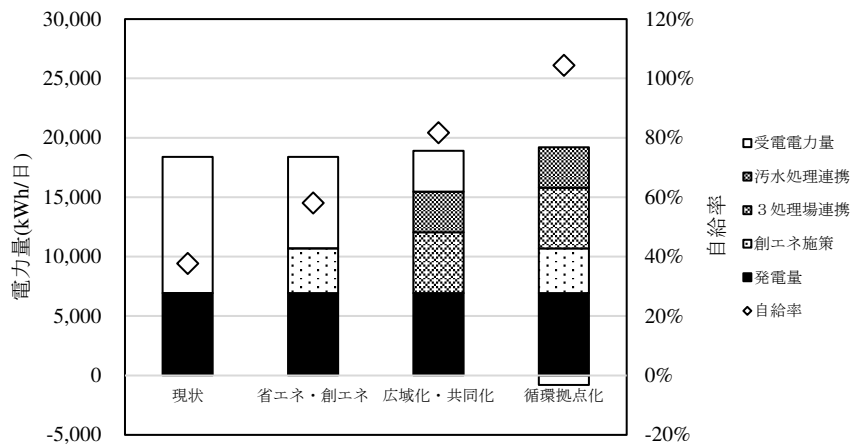


図 4-55 発電量と自給率の変化(B 処理場)

ただし、C 処理場と D 処理場の使用電力量を加えた 30,330 kWh/日で計算すると自給率は 63%に留まり、更なる省エネ・創エネの検討が必要である。なお、広域化に伴い廃止される集落排水処理施設等の使用電力量が削減されるが、今回は情報が入手できなかったため考慮していない。

下水処理場を流域の資源循環拠点とすべく、回収したリンの作物の肥料としての利用を試算した。肥料使用量は作物別施肥基準³⁶⁾(例えば、水稻のリン酸施肥量 5kg/10a)に当該流域都市の作付面積³⁷⁾をかけて算出した。野菜としては表 4-20 に示す生産量の多い 5 品目³⁸⁾を取り上げた。

リンカバー率(=リン回収量/リン肥料使用量)の計算結果を図 4-56 に示す。下水処理場での回収量との比較が容易なように日量(kg/日)で表記した。

広域化・共同化による合計回収量 355kg/日(流域下水道: 257kg/日と汚水処理連携: 98 kg/日との合計)は 14%をカバーできると試算された。野菜のみを対象とするとリンカバー率は 250%となり、季節的な肥料需要もあり有望な利用先と考察している。また、モデル地域では畜産も盛んで堆肥が多く存在しているので、補給型施肥肥料としての利用が有効ではないかと考えている。。

表 4-20 作物別作付面積とリン肥料使用量

種類	作付面積	施肥基準	リン使用量
	ha	kg/10a	kg/年
水稻	39,014	5	858,308
だいこん	835	5	18,370
はくさい	311	5	6,842
ねぎ	440	3	5,808
きゅうり	240	11	11,616
トマト	207	10	9,108
合計	41,047	—	910,052

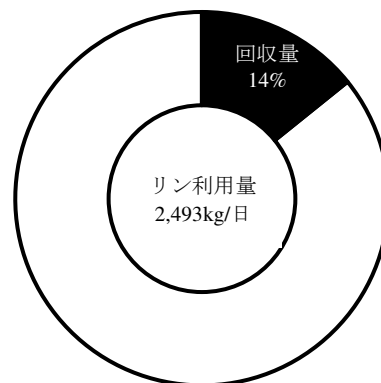


図 4-56 リン肥料のカバー率

4.2.2 下水処理場を中核とする共同化

下水道分野では、水・資源・エネルギーの集約・自立・供給拠点化を目指して各種対策が進められてきたが、2050年カーボンニュートラルといった新たな動きを踏まえ、脱炭素社会実現に貢献し、地域の生活の安定・向上につなげることを目的に「今後、我々の社会の脱炭素・循環型への転換を先導する『グリーンイノベーション下水道』を下水道事業の目指すべき姿とする」との報告書³⁹⁾がまとめられた。

一方で、汚水処理の持続可能な事業運営に向けて行政界を越えた複数の地方公共団体間における広域化・共同化を一層図ることが期待され、先進事例として秋田県における施設統廃合や汚泥広域処理等の実施⁴⁰⁾や流域下水道への統合⁴¹⁾が報告されている。

しかしながら、省エネ施策や創エネ施策は単独技術の評価が中心で、下水道や汚水処理施設連携といったシステム全体の評価はなされていない。そこで、下水処理場シミュレータを利用し、モデル地域を対象に広域化・効率化による下水処理場のCO₂排出量削減ポテンシャルを総合的に評価した。

(1)対象とした下水処理場

B処理場は流域下水道の処理場であり、処理能力48,010 m³/日で、水処理方式は標準法として建設されたが嫌気好気法として運転されている。汚泥処理は分離濃縮－消化－脱水－焼却で、集約処理として他の2ヶ所の脱水汚泥も焼却している。消化ガスはFIT制度(固定価格買取制度)を活用し、民設民営による消化ガス発電に利用されている。B処理場の運転状況を表4-21にまとめた。

流入水質は、平成29年度下水道統計から分布を調べた最頻値と同程度であったが、全リン(T-P)は約2倍高い9.0 mg/Lであった。電力消費では電力原単位が0.55 kWh/m³と高めの数値であり、集約処理の影響と示唆された。FIT売電のため場内自給ではないが電力自給率を計算すると36%となり、日本の平均的な値33.6%より少し高かった。

1) 広域化の対象とした地域

B処理場の対象とした都市の汚水処理人口内訳を表4-22にまとめた。令和2年度の汚水処理人口普及率と下水道処理人口普及率とから、それぞれの処理人口を計算した。汚水処理人口普及率は90%程度であり、下水道が67%と最も高く、次いで集落排水が14%であり、浄化槽は9%であった。

共同化の対象とした汚水処理施設を整理して表4-23にまとめた。B処理場は都市b-1、b-2を対象とし、b-1市には単独公共下水道としてb-1-1、b-1-2のOD法処理場があり、b-2市には特定公共下水道としてb-2-1の標準法処理場がある。し尿処理場としては高負荷脱窒素処理のb処理センターを有している。集落排水処理施設としてはb-1市には既に下水道接続を実施している5ヶ所を除く9ヶ所があり、b-2市には12ヶ所ある。

表 4-22 汚水処理人口割合

	b-1	b-2	合計
行政人口	93,193	93,045	186,238
汚水処理人口普及率	90.7%	89.8%	90.3%
処理人口			
下水道	60,762	64,387	125,149
浄化槽	10,158	7,258	17,416
集落排水	13,606	11,910	25,516
未普及人口	8,667	9,491	18,158

表 4-21 B処理場の運転状況

項目	単位	B処理場
処理水量	m ³ /日	35,600
流入水質	BOD	mg/L
	SS	mg/L
	T-N	mg/L
	NH ₄ -N	mg/L
	T-P	mg/L
	PO ₄ -P	mg/L
使用電力量	kWh/日	19,500
電力原単位	kWh/m ³	0.55
発電量	kWh/日	6,930
電力自給率	%	36

表 4-23 共同化の対象とした汚水処理施設

都市	処理場	処理方式	処理能力 m ³ /日	処理水量 m ³ /日
公共下水道	b-1-1処理場	OD法	1,880	800
	b-1-2処理場	OD法	2,450	691
	b-2-1処理場	標準法	27,000	11,579
	合計		31,330	13,070
	し尿処理場	b処理センター	高負荷脱窒素処理	250
	合計		250	182
集落排水	b-1 9ヶ所	JARUS-XI型・XIV型	5,040	4,082
	b-2 12ヶ所	JARUS-III型・XI型	3,574	2,293
	合計		8,614	6,375

2) 広域化・効率化のための施策

広域化の検討にあたっては、それぞれの施設でも省エネが検討されている^{42), 43)}が、下水道の污水収集機能を活用して下水道へ接続させ B 処理場へ集約するものとした。

①集落排水: 集水管渠があるので、既に b-1 市で実施されている下水道接続を実施する。処理人口分の污水が B 処理場へ流入する。

②し尿処理: し尿処理場を下水道接続点とし、処理量が B 処理場へ流入する。し尿収集運搬車は現状の運用と変わらないので今回は考慮していない。

また、集落排水処理施設への流入量は、処理区毎に B 処理場の流入量から 1 人 1 日あたりの流入量を計算し、処理人口をかけることにより算出した。流入水質は B 処理場と同じとした。使用電力量については他の地区の実績⁴⁴⁾から、処理方式毎に使用電力を設定した。し尿処理に関しては、b-1・b-2 市のし尿と浄化槽汚泥の投入量⁴⁵⁾と、それぞれの代表的な水質とから発生負荷量を計算し、B 処理場への流入濃度増加分を算出した。消化特性については流入污水と混合され、生物処理を受けるので下水汚泥と同等とした。使用電力については高負荷脱窒素処理で報告されている 58 kWh/m³を採用した。合併処理浄化槽の使用電力量は 5 人槽の代表値⁴⁶⁾として 31 W を設定し、過去の実績値⁴⁷⁾から単独浄化槽は 50 W とした。

(2)解析結果

1) B 地域における現状の GHG 排出量の計算結果

対象とした B 地域(b-1 市・b-2 市)における污水处理施設からの GHG 排出量の計算結果を図 4-57 に示す。全体としての排出量は 36,500kg/日と計算された。一番多いのは下水処理で 22,000kg/日と全体の 60%を占めていたが、処理人口の割合である 67%よりは小さかった。二番目はし尿処理が 5,400kg/日と全体の 15%を占め、電力消費に伴う CO₂ 排出が 9 割以上となっていた。三番目は集落排水で 3,200 kg/日と 9%を占めていた。GHG 排出量の最も多い下水処理の中でも中核となる B 処理場からの排出量が 18,400kg/日と半分を占めていた。

B 処理場における GHG 排出量の内訳を図 4-58 に示す。FIT 売電ではあるが、発電量を使用電力量から引いた実質的な電力消費として計算した。GHG 原単位は 0.52 kg/m³となり、処理規模は異なるものの焼却を有する処理場の平均値の 0.45 kg/m³よりも大きかった。

広域処理として他の 2 処理場の脱水汚泥を受け入れて焼却しているために、水処理能力の 1.5 倍の汚泥焼却量となり、高温焼却を採用しているものの汚泥焼却 N₂O(27%)や燃料使用(22%)が比較的多くなっていた。燃料使用が多いのは、消化汚泥を対象としているために脱水汚泥含水率が約 83%と高かったためと考察している。

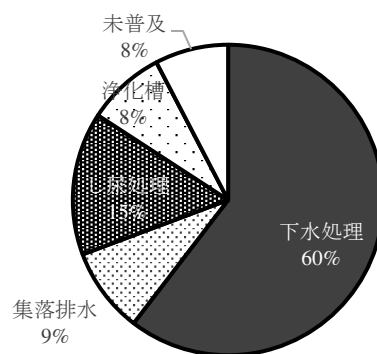


図 4-57 GHG 排出量の内訳(B 地域全体)

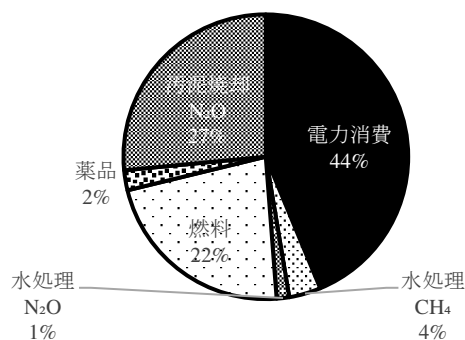


図 4-58 GHG 排出量の内訳(B 処理場)

2) 広域化・効率化施策の効果

a) 広域化施策の計算結果

広域化施策として検討した、集落排水処理施設統合による GHG 排出量の低減効果を図 4-59 に示す。全県污水处理事業広域化・共同化計画にまとめられている 2027 年までの短期目標(第 1 期)と、それ以降の中長期目標(第 2 期)の 2 段階で評価した。既に一部下水道接続を実施している b-1 市は 9 ケ所すべてが第 1 期であり、b-2 市は 3 ケ所が第 1 期で、残りの 9 ケ所は第 2 期であった。污水处理統合の効果を評価するために B 処理場は発電量も考慮した処理場電力消費と下水処理 CH₄・下水処理 N₂O を対象とした。

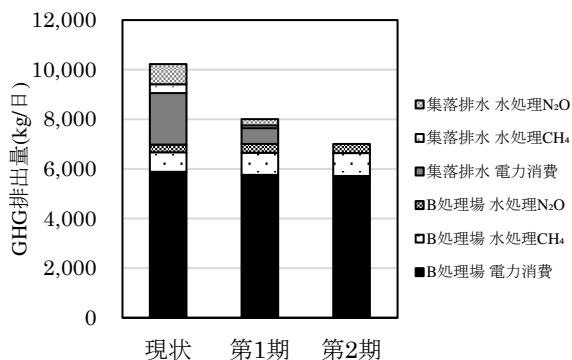


図 4-59 GHG 排出量の低減効果(集排統合)

B 処理場と集落排水処理施設の合計は、現状の 10,200kg/日が第 1 期で 8,000kg/日と 21.6%の削減となり、第 2 期では 7,000kg/日と 31.4%の削減となっていた。集落排水・電力消費の 2,100kg/日が無くなる寄与していたが、集落排水・下水処理 N₂O の 800kg/日が無くなることも寄与していた。集落排水を受け入れる B 処理場では処理量が 2 割近く増加するために、使用電力量は増加するものの発電量の増加が上回り、B 処理場・電力消費は 3%低減していた。(自給率も 38.7%から 42.9%に増加)同じく、処理量の増加に伴い下水処理 CH₄と下水処理 N₂O も増加するが合計でも 200 kg/日に過ぎなかった。この結果として、第 2 期完了時には GHG 排出量が 7,000 kg/日となり、3,200 kg/日(31.4%)削減されると計算されたが、B 地域全体では 8.8%の低減であった。

広域化施策として検討した、し尿処理施設統合による GHG 排出量の低減効果を図 4-60 に示す。B 処理場とし尿処理施設の合計は、現状の 11,300kg/日が 6,500kg/日と 43.5%の削減となっていた。し尿処理・電力消費の 4,000kg/日が無くなる寄与していた。し尿を受け入れる B 処理場では、処理量の増加はわずかであるが有機物負荷の増加は大きく、発電量が 2 割近く増加(自給率も 38.7%から 44.8%に増加)するために、B 処理場・電力消費は 8.5%低減していた。この結果として、し尿処理統合により GHG 排出量は 6,500 kg/日となり、4,800 kg/日(42.5%)削減されると計算されたが、B 地域全体では 12.9%の低減であった。

b) 効率化施策の計算結果

B 処理場の省エネ施策による自給率の変化を発電量・受電量と併せて図 4-61 に示す。B 処理場では現状の自給率 38.7%が、高効率散気装置を導入すると使用電力量が 1 割程度削減され自給率は 43.2%となり、最も効果が大きかった。高効率ブロワの導入では使用電力量の低減効果が 2.3%に留まり自給率は 39.6%であった。使用電力量に占める送風機設備の割合が 2 割程度小さかったことが要因と考えている。硝化抑制運転の効果は使用電力量の低減効果が 8.6%となり自給率は 42.4%であった。3 つの施策を同時に実施すると、自給率は 45.8%と 7.1 ポイントの向上が期待された。

B 処理場の創エネ施策による自給率の変化を発電量・受電量と併せて図 4-62 に示す。初沈での固形物回収量を増大させると、発電量が 7.6%増加することに加えて使用電力量もわずかに減少し、自給率は 42.3%まで増加した。消化ガス発生量増大のために余剰汚泥の可溶化を導入すると、発電量が 5 割以上増加し、使用電力量は若干増加するものの自給率は 56.8%まで向上し、最も効果が大きかった。余剰汚泥引抜率が 1.7%と初沈汚泥引抜率の 1.4%よりも高く、可溶化の対象となる機械濃縮汚泥が多かったことが要因と考察している。焼却廃熱発電の導入では発電量が約 1 割増加し、自給率は 43.2%となった。3 つの施策を同時に実施すると、自給率は 57.8%と 20 ポイント近くの向上が期待された。

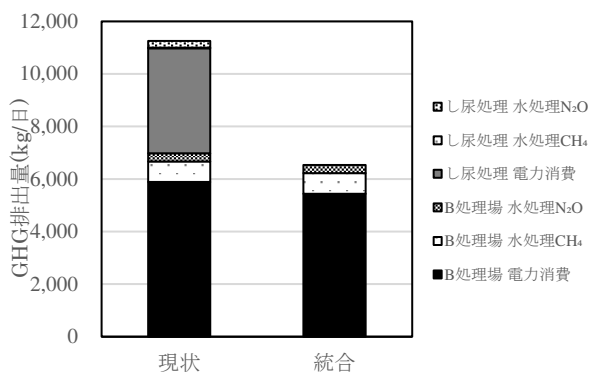


図 4-60 GHG 排出量の低減効果(し尿)

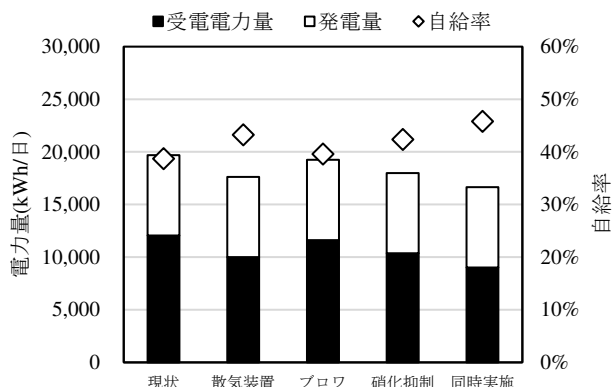


図 4-61 自給率の向上効果(省エネ施策)

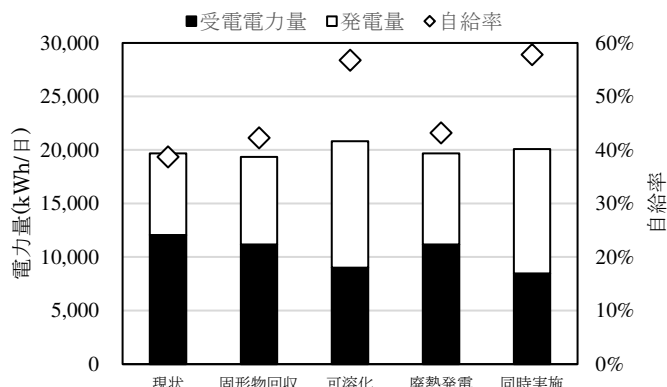


図 4-62 自給率の向上効果(創エネ施策)

B 処理場における省エネ・創エネ施策の GHG 排出量への影響を GHG 削減施策と併せて表 4-24 にまとめた。省エネ施策では電力消費の削減により 16,700 kg/日まで低下し、8.2%の削減であった。創エネ

施策では電力消費の削減に加えて、余剰汚泥可溶化により脱水・焼却する汚泥量が低減することによる燃料・焼却 N₂O の低減もあり 14,900kg/日まで低下し、18.1%の削減であった。GHG 削減施策として燃料削減では脱水汚泥含水率低下のために薬品は増加するが、燃料が 2,000 kg/日と半分以下になる効果で、15,400kg/日となり 15.4%の削減となった。汚泥焼却炉の N₂O 発生対策では 3,400kg/日という焼却 N₂O の削減効果で 14,800kg/日と 18.7%の削減となり、最も効果が大きかった。省エネ・創エネ施策と GHG 削減施策をすべて実施すると 8,100kg/日まで低下し、55.5%の削減が期待された。なお、全施策の燃料削減効果は含水率低下による燃料削減と可溶化による焼却汚泥減少の合算である。

表 4-24 GHG 排出量への影響 (kg/日)

	現状	使用電力			温室効果ガス		全施策 組合せ
		省エネ	創エネ	同時	燃料削減	焼却N ₂ O	
電力消費	5,900	4,400	4,100	2,800	5,900	5,900	2,800
水処理CH ₄	800	800	800	800	800	800	800
水処理N ₂ O	300	300	300	300	300	300	300
燃料	4,900	4,900	4,300	4,300	2,000	4,900	1,300
薬品	500	500	400	400	600	500	500
焼却N ₂ O	5,800	5,800	5,000	5,000	5,800	2,400	2,400
合計	18,200	16,700	14,900	13,600	15,400	14,800	8,100
GHG原単位	0.51	0.47	0.42	0.38	0.43	0.42	0.23
削減率	—	8.2%	18.1%	25.3%	15.4%	18.7%	55.5%

3) 地域の GHG 排出量削減効果

B 地域における污水处理施設からの GHG 排出量削減効果を、現状と全施策導入後の GHG 排出量(今後の課題)を図 4-63 に比較して示す。なお、集落排水統合やし尿統合は B 処理場での発電量増加効果もあるが、ここでは施設廃止による電力消費削減と下水処理 CH₄・N₂O 増加を考慮したので広域化と効率化の合算とした。また、下水道合計には B 処理場に加えて、今回は施策を検討しなかった他の下水処理場や中継ポンプ場での GHG 排出量を含んでいる。

現状の GHG 排出量 36,500 kg/日が 17,900 kg/日まで低下し、51.0%の削減となることが期待された。B 処理場における汚泥焼却 N₂O や燃料使用の効果が大きく、下水道合計では現状の 22,100 kg/日が 12,100 kg/日まで低下し、45.2%の削減となっていた。GHG 削減量は 10,000 kg/日であり削減量全体の 5 割以上を占めていた。ただし、B 処理場で集落排水やし尿を受け入れたために、下水処理 CH₄ や N₂O はわずかなではあるが増加していた。

次いで、し尿処理統合の GHG 削減量が 5,400kg/日で削減量全体の 29%であり、集落排水統合の GHG 削減量は 3,200 kg/日となり削減量全体の 17%であった。

今回は対象としなかった浄化槽・未普及からの GHG 排出量は 5,800kg/日であり、今後の課題の 16%を占めるので、より省エネ型の浄化槽の普及や切替え、さらには未普及対策も重要と考えている。

今後の課題である排出量 17,900kg/日の 6 割以上は下水道由来であった。その内訳を図 4-64 に示す。電力消費が 47%で最も多く、ポンプ場も含めた更なる省エネ技術の導入と、流入下水中有機物のエネルギーポテンシャルを活用した創エネ技術といった開発・実装が重要と考えている。一方、下水処理プロセスからの CH₄ や N₂O の直接排出も 18%を占め、今後の研究が待たれる。

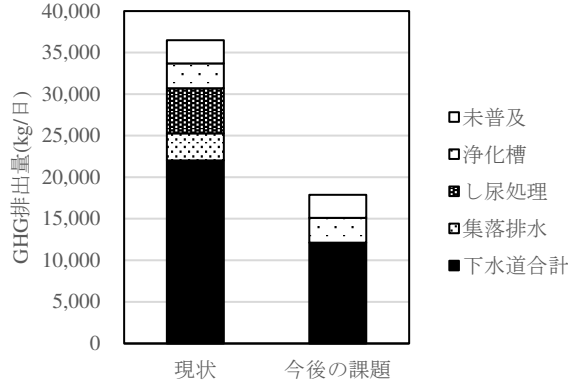


図 4-63 地域の GHG 低減効果

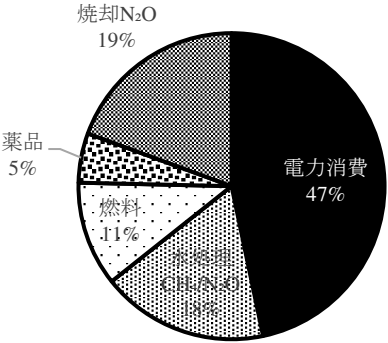


図 4-64 今後の課題(下水道)

4.3 結語

本章では、下水処理場を流域の水・物質・エネルギー循環の拠点とすべく、積極的に公開されている維持管理年報といったオープンデータを利用して、中大規模処理場を対象に下水処理場機能評価システムを使用し、各種エネルギー回収施策・リン回収施策を電力原単位や CO₂ オフセット率等で評価した。本研究で得られた主な成果は以下のとおりである。

- ① 処理能力15～20万m³/日の大規模処理場5ヶ所を対象に、モデル処理場も加えて電力自給率やGHG原単位を試算した。電力自立に向けては省エネ施策(高効率散気装置・硝化抑制等)と創エネ施策(固形物回収や汚泥可溶化)の組合せを評価したところ、A処理場では省エネ施策を導入すると高効率散気装置の効果で使用電力量が31,840 kWh/日と2割近く削減され、電力自給率は83%まで向上し、創エネ施策を導入すると可溶化効果で発電量が38,800 kWh/日と5割近く増加し、電力自給率は105%と電力自立が可能と試算された。
- ② CO₂排出量実質ゼロに向けては省エネ施策と創エネ施策の組合せを発電オフセットも考慮したGHG原単位とCO₂オフセット率で評価した。電力自立が可能と試算されたA処理場でもGHG原単位0.17 kg/m³、CO₂オフセット率48%とCO₂排出量実質ゼロには至らなかった。モデル処理場での検討により、焼却炉の運転を工夫することによりGHG原単位0.08 kg/m³、CO₂オフセット率70%まで向上することが期待された。
- ③ 処理能力 5 万～10 万 m³/日の中規模処理場 4 ヶ所を対象に、同様に試算した。既に高効率散気装置や高効率濃縮機・脱水機が導入されている処理場が多く、省エネ施策の導入による省エネ効果は4.5～18.6%(高効率散気装置と低動力送風機導入)と 2 割以下であった。創エネ施策では嫌気性消化槽を設置し、消化ガス発電を導入することにより自給率は 11～50%が期待されると計算された。余剰汚泥可溶化の効果は大きく自給率は18～88%へと向上し、余剰汚泥引抜によるMLSS低減策との組合せでは自給率は21～88%(88%のA処理場はMLSS低減策導入せず)が期待された。省エネ施策と創エネ施策の同時実施では自給率は24～99%へとさらに向上し、電力原単位は0.01～0.47kWh/m³まで低下していた。年間での評価でも、ほぼ平均値と同じレベルの数値となり、年間を通して同じ自給率が期待できることが確認できた。
- ④ GHG 排出量を CO₂ オフセット率で評価すると、ほぼ電力自立に近づいていた A 処理場でも下水処理 N₂O と CH₄ の GHG 排出量が残り CO₂ オフセット率は 57%であった。B 処理場は GHG 原単位が 0.14kgCO₂/m³ までしか低下せず、CO₂ オフセット率は 26%であった。汚泥焼却のある C 処理場は大きく傾向が異なり、創エネのために嫌気性消化槽を導入した効果で GHG 排出量は 0.19kgCO₂/m³ となり、CO₂ オフセット率は 43%と二番目に高かった。D 処理場でも自給率が 24%にすぎなかったために GHG 削減量は少なく、GHG 原単位は 0.24kgCO₂/m³ で CO₂ オフセット率は 19%であった。年間での評価では、自給率よりも変動幅が小さくなり、B 処理場の 5 ポイントが最大であった。GHG 排出量には電力消費 CO₂ 以外もあり、発電によるオフセット効果が限定的であった。C 処理場の計算結果では自給率の最も高かった 4 月が CO₂ オフセット率は 40%で最も低くなっていたが、流入水有機物負荷が多く発電量が増え自給率は高くなるが、処理すべき汚泥量が増え、薬品 CO₂ や焼却 N₂O といった GHG 排出量が増加するためと示唆された。
- ⑤ 中規模処理場においても GHG 排出量削減施策を検討したが、高度処理の導入や焼却炉の設置など、大規模処理場と同様に個別処理場の運転状況の影響が大きかった。すでに省エネ機器の導入や水処理の硝化抑制運転などが取組まれており、今後は嫌気性消化槽の設置も含めた創エネ施策の検討が重要と示唆された。
- ⑥ 流域下水道が実施されていない場合は中核市が拠点となる考え、MI 市と MA 市の各 2 ヶ所の処理場を対象に省エネ・創エネ施策を電力自給率やCO₂オフセット率で総合的に評価した。省エネ施策では高効率散気装置と低動力送風機を導入した水処理設備の効果が大きく、汚泥処理での省エネと低 MLSS を加えた 3 つの施策の組合せで、宮崎処理場は 20.4%、大淀処理場は 24.1%と 2 割以上の使用電力量の削減が期待された。創エネ施策ではし尿・浄化槽汚泥の受入では、消化ガス発電量が 4,880kWh/日へと増加したが電力自給率は 26%と 1 ポイントの増加であった。一方、汚泥可溶化の効果は大きく、使用電力量は 20,420kWh/日と 1 割程度増加するものの消化ガス発電量は 7,680kWh/日へと 6 割以上増加し、電力自給率は 38%となった。2 つの施策を組合せて実施すると電力自給率は宮崎処理場 41%、大淀処理場 39%となった。
- ⑦ 省エネ施策と創エネ施策の同時実施では、創エネ施策による消化ガス発電量の増加効果が大きく電力自給率は MI 市の二つの処理場ともに 50%まで向上すると計算された。MA 市では現状の電力自

給率の高い中央処理場では 81%まで向上することが期待されたが、西部処理場は省エネ施策による電力削減量は多いものの電力自給率は 27%に留まっていた。

- ⑧ GHG 排出量を CO₂ オフセット率で評価すると、宮崎処理場では、省エネ施策で電力消費 CO₂ が 2 割以上削減され、CO₂ オフセット率は 27%へと 12 ポイント向上していたが、創エネ施策の汚泥可溶化では電力消費 CO₂ が増加し、CO₂ オフセット率は 21%に留まっていた。省エネ・創エネ施策を同時実施すると CO₂ オフセット率は 34%まで上昇した。大淀処理場でも同様の傾向で CO₂ オフセット率は 29%まで上昇した。中央処理場では省エネ施策で 43%、創エネ施策でも 41%となり、省エネと創エネ施策を実施すると 48%と計算された。
- ⑨ 更なる GHG 排出量削減施策を検討すると、MI 市の二つの処理場では運転制御による省エネで CO₂ オフセット率は 31%から 37%に上昇し、汚泥燃料化による焼却 N₂O 低減で 47%、汚泥肥料利用で 44%となった。3 つの施策を実施すると CO₂ オフセット率は 64%と計算され、下水道分野の 2030 年中間目標である 52%を超えることが期待された。MI 市 6 処理場からの GHG 排出量で計算すると CO₂ オフセット率は 56%となり、今後も宮崎処理場と大淀処理場が中核となり、MI 市全体のカーボンニュートラルが達成されることが望まれる。
- ⑩ 省エネ・創エネ施策による GHG 削減量を高度処理や焼却炉の有無から整理すると、高度処理が導入されていると曝気の効率化による省エネ効果は大きい、創エネ施策である消化ガス発電量が少なく、CO₂ オフセット率は 8~26%であった。同様に焼却炉が設置されていると、汚泥焼却 N₂O が残り、CO₂ オフセット率は 8~48%であった。高度処理も焼却炉も無い通常の処理場の効果が大きく、CO₂ オフセット率は 29~64%となっていた。
- ⑪ 下水処理場の有機物回収率向上による電力自立について、処理能力 10~15 万 m³/日の 4ヶ所を対象に、モデル処理場も加えて電力自給率を評価した。有機物回収としては、前凝集を導入することにより、有機物回収率は基本の 60~72%から 70~81%へと増加し、4~10 ポイントの向上となっていた。特に初沈汚泥回収率の増加が大きく、20 ポイント近くの向上となり海外の報告と一致していた。高負荷運転を導入することにより、余剰汚泥回収率の増加が寄与し、有機物回収率が 68~79%へと増加し、2~11 ポイントの向上となっていた。使用電力量としては、前凝集で 2~7%、高負荷で 1~9%の低減効果が確認できた。
- ⑫ 電力自給率としては、前凝集で 1.13~1.24 倍、高負荷で 1.02~1.13 倍の向上となっていた。有機物回収率向上施策導入では、基本の 51.2%が前凝集で 58.0%と 6.8 ポイントの向上となり基本の 1.13 倍となっていた。発電量が 18,440 kWh/日と 1.11 倍になったことが寄与していた。高負荷では使用電力量は 31,390 kWh/日と前凝集よりも低減していたが、発電量が前凝集よりも少なく電力自給率は 57.3%であった。
- ⑬ モデル処理場での試算ではあるが、硝化脱窒工程の見直しで送風機電力量が 6.6%削減されることが示された。水生植物によるバイオマス回収で電力自給率は 60%程度まで上昇するが電力自立には至らず、さらなる有機物回収に加えて、省エネ型の窒素処理技術の導入も含めた下水処理場全体としての機能評価が重要と考察した。
- ⑭ モデル流域を対象に、広域化・共同化による下水処理場の資源・エネルギー循環拠点化について、省エネ・創エネ施策やリン回収施策を総合的に評価した。処理場単独でのエネルギー回収では、A 処理場では自給率 72%と 30 ポイント以上の向上が期待されたが、B 処理場では 58%に留まっており、現状の電力原単位が 0.55 kWh/m³ と高いことが要因と考察している。一方、リン回収量は焼却灰からの灰アルカリ法で A 処理場は 142 kg/日、回収率 22%であり、B 処理場は 94 kg/日、回収率 32%であった。
- ⑮ 広域化・共同化のための施策では、下水道接続と設定した農業集落排水処理施設の効果が大きかった。エネルギー回収では A 処理場発電量合計のうち集落排水 16%・公共下水道 6%・浄化槽 1%であり、全体としては 23%を占め、現状より 3 割ほど増加していた。リン回収では、C 処理場と D 処理場の脱水汚泥を焼却処理している B 処理場には 3 つの処理場のリンが集約されており、リン回収量は 159 kg/日と、B 処理場の現状 94 kg/日の 1.7 倍となり、流域処理場間も含めた広域化・共同化が有効であると示唆された。
- ⑯ エネルギー循環拠点としての総合評価では、B 処理場を C 処理場と D 処理場とを連携した循環拠点と捉えると、現状の自給率 39%が B 処理場単独での省エネ・創エネ施策で自給率は 58%まで向上した。広域化・共同化施策では消化ガスの処理場連携の効果が大きく自給率は 82%となった。さら

に、循環拠点化施策では発電量が 19,200kWh/日まで増加し、自給率 104%と電力自立が可能であると計算された。ただし、3 処理場全体の使用電力量 30,330 kWh/日で計算すると自給率は 63%に留まり、更なる省エネ・創エネの検討が必要である。資源循環拠点として、流域における肥料使用量のリンカバー率を計算すると 14%となった。野菜のみを対象とするとリンカバー率は 250%となり、季節的な肥料需要もあり有望な利用先と考えている。

- ⑰ 広域化・効率化による流域からの GHG 排出量の削減として、省エネ・創エネ施策や GHG 削減施策を総合的に評価した。広域化施策の GHG 排出量削減効果として、集落排水処理施設の統合では、現状の合計排出量 10,200kg/日を 7,000kg/日まで減少(31.4%の削減)することができる。B 処理場では処理量が 2 割近く増加するために、使用電力量は増加するものの発電量の増加が上回り、B 処理場・電力消費は 3%低減できる。(自給率も 38.7%から 42.9%に増加)し尿処理統合施策では、発電量が 2 割近く増加(自給率も 38.7%から 44.8%に増加)するために、合計 GHG 排出量が 6,500 kg/日となり、42.5%削減されると計算された。
- ⑱ 効率化施策では、省エネ施策の導入により電力消費が 16,700 kg/日まで削減され、8.2%の削減が可能となる。創エネ施策の導入により発電量の増加による電力消費の削減に加えて、余剰汚泥可溶化に伴い脱水・焼却する汚泥量が低減することにより燃料・焼却 N₂O の低減も期待でき、結果として 14,900kg/日まで排出量を削減でき、削減率 18.1%を実現できるポテンシャルがある。省エネと創エネを同時に実施すると 13,600kg/日まで低下でき、25.3%の削減が期待された。
- ⑲ GHG 削減施策として、燃料削減を行うと脱水汚泥含水率低下のために使用薬品量は増加するものの、燃料由来の GHG が半分以上の 2,000 kg/日になる効果で、排出量は 15,400 kg/日まで低下でき 15.4%の削減が期待できる。汚泥焼却炉における N₂O 発生対策を効果的に行うと 5,700 kg/日の削減が見込まれ、結果的に排出量は 12,500 kg/日にまで低下でき、31.3%の最も大きい削減効果が期待される。省エネ・創エネ施策と GHG 削減施策を同時に実施すると排出量は 5,800 kg/日まで低下でき、68.1%の削減が期待された。
- ⑳ B 地域における GHG 排出量削減効果では、現状の 36,500kg/日が 15,600kg/日と 57.3%の削減となることが期待された。B 処理場の汚泥焼却 N₂O や燃料の GHG 排出量削減効果が最も大きく、下水道全体でも 9,800kg/日と 55.7%の削減となる。GHG 削減量は 12,300kg/日となり全体の 6 割を占めることになる。次いで、GHG 削減量はし尿処理統合 5,400kg/日、集落排水統合の 3,200kg/日の順であった。

オープンデータを利用した大規模処理場での試算により、各種省エネ・創エネ施策の導入により電力自給率は105%と電力自立が達成可能な処理場も見られたが、CO₂オフセット率は48%に留まり、CO₂排出量実質ゼロには至らなかった。中規模処理場でも大規模処理場と同様の傾向が見られ、処理規模の影響よりは、高度処理採用の有無や汚泥焼却炉設置の有無といった処理施設の影響が大きかった。

中核市の MI 市の二つの処理場で、更なる GHG 削減策を検討すると、運転制御による省エネで CO₂ オフセット率は 31%から 37%に上昇し、汚泥燃料化による焼却 N₂O 低減で 47%、汚泥肥料利用で 44%となった。3 つの施策を実施すると CO₂ オフセット率は 64%と計算され、下水道分野の 2030 年中間目標である 52%を超えることが期待された。しかしながら、MI 市 6 処理場からの GHG 排出量で計算すると CO₂ オフセット率は 56%となり、今後も宮崎処理場と大淀処理場が中核となり、MI 市全体のカーボンニュートラルが達成されることが望まれる。

モデル流域を対象に、広域化・共同化による下水処理場の資源・エネルギー循環拠点化について検討したところ、エネルギー回収では A 処理場発電量合計のうち集落排水 16%・公共下水道 6%・浄化槽 1%であり、全体としては 23%を占め、現状より 3 割ほど増加していた。リン回収では、C 処理場と D 処理場の脱水汚泥を焼却処理している B 処理場には 3 つの処理場のリンが集約されており、リン回収量は 159kg/日と、B 処理場の現状 94 kg/日の 1.7 倍となり、流域処理場間も含めた広域化・共同化が有効であると考察している。

現状では、広域化・共同化も加えた省エネ施策・創エネ施策のみでは下水処理場のカーボンニュートラル達成は難しいことが示めされた。下水道からの GHG 排出量には電力消費 CO₂ 以外の CH₄・N₂O といった直接排出も 3 割以上あり、その対策も重要となる。

。

<引用・参考文献>

- 1) 岩手県下水道公社: 維持管理年報, (平成 30 年度).
- 2) 宮城県: 仙塩流域下水道維持管理年報, (平成 30 年度).
- 3) 京都府流域下水道事務所: 維持管理年報, (平成30年度).
- 4) 広島県下水道公社: 維持管理年報, (平成 30 年度).
- 5) 沖縄県流域下水道事務所: 維持管理年報, (平成30年度).
- 6) 日高平: 多分野連携・嫌気性消化による排水からの資源・エネルギー循環, 環境浄化技術, Vol. 19 No.3, pp.40-43, 2020..
- 7) 湛記先, 小泉栄一, 黛将志, 川口幸男, 橋本敏一: 流入水質のオンライン測定と酸素必要量(OR)計算に基づいた実下水処理場の曝気制御, 学会誌「EICA」, Vol.17 No.2/3, pp.47-50, 2012.
- 8) 宮田篤: 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステム, 再生と利用, Vol.39 No.146 pp.92-97, 2015.
- 9) 西村文武, 翁沁玉, 日高平, 水野忠雄: 下水汚泥のメタン発酵特性に及ぼす汚泥のオゾン処理の効果, 第 27 回オゾン協会年次研究講演会講演集, pp.113-116, 2018.
- 10) Maktabifard M., Zaborowska E., Makinia J.: Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. Bioresource Technology 300 (122647), 1-9. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122647>
- 11) 福嶋俊貴: 水生植物を利用した下水処理場の能動的管理の検討, 第 54 回日本水環境学会年会講演集, p365, 2020.
- 12) 国土交通省下水道部: 下水汚泥エネルギー化技術ガイドラインー平成 29 年度 版ー, (平成 30 年 1 月).
- 13) 国土交通省下水道部: 下水処理場のエネルギー最適化に向けた省エネ技術導入マニュアル(案), (令和元年 6 月).
- 14) 新潟県下水道公社: 流域下水道維持管理年報, (令和 3 年度).
- 15) 福島県下水道公社: 阿武隈川流域下水道維持管理年報, (令和 4 年度).
- 16) 神奈川下水道公社: 県相模川・酒匂川流域下水道維持管理年報, (令和 4 年度).
- 17) 福岡県下水道管理センター: 流域下水道維持管理年報, (令和 4 年度).
- 18) 島田正夫: 消化ガス発電による処理場電力自給率 100%の可能性と課題について, 再生と利用, Vol.45 No.167, pp.45-51, 2021.
- 19) 宮崎市上下水道局: 上下水道事業概要, (令和 6 年度).
- 20) 岡崎貴之, 清水敏秀, 森田昭: し尿処理施設の精密機能検査にみる運転実績の現状について (第 4 報), 日本環境衛生センター所報, No.,28, pp.81-97, 2001.
- 21) 国土交通省上下水道審議官グループ: 令和 7 年度下水道予算概算要求の詳細解説, 下水道協会誌, Vol.61, No.745, pp.58-61, 2024.
- 22) 藤本裕之: 下水処理場のエネルギー自立化ケーススタディ, 下水道協会誌, Vol.58, No.702, pp.10-12, 2021.
- 23) 北九州市上下水道局: 令和 5 年度下水道管理年報(日明浄化センター), 2024.
- 24) 国土交通省下水道部, 日本下水道協会: 下水道政策研究委員会 脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会報告書 参考資料, 2022.
- 25) 縄県流域下水道事務所: 維持管理年報, (令和元年度).
- 26) 広島県下水道公社: 維持管理年報, (令和元年度).
- 27) 福島県下水道公社: 維持管理年報, (令和元年度).
- 28) 宮城県:阿武隈川下流域下水道維持管理年報, (令和元年度).
- 29) 岩手県下水道公社: 維持管理年報, (令和元年度).
- 30) 日高平: 下水汚泥と刈草などの混合嫌気性消化, 用水と廃水, Vol.63 No.4, pp.46-50, 2021.
- 31) 岩手県:汚水処理人口普及率, (令和元年度).
- 32) 環境省: 日本の廃棄物処理, (平成 19 年度版).
- 33) 道浦貴大, 中尾彰文, 吉田登, 山本秀一, 山本祐吾, 中久保豊彦: 下水汚泥の処理方式とそれに伴う乾燥熱源の違いが静脈系インフラ連携によるエネルギー回収における GHG 削減に与える影響, 土木学会論文集 G, Vol.73, No.6, II_221-II_231, 2017.
- 34) 環境省: 温室効果ガス排出量 算定方法・排出係数一覧.
- 35) 岩手県: 汚水処理ビジョン 2017, (平成 29 年度).
- 36) 岩手県: 農作物施肥管理指針(一部改訂版), (平成 29 年度).
- 37) 岩手県統計情報: 農作物作付面積・収穫量(市町村別), (令和元年度).
- 38) 東北農政局: 東北食料・農業・農村を巡る情勢, (平成 30 年度).
- 39) 国土交通省下水道部, 日本下水道協会: 下水道政策研究委員会 脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会報告書 ～脱炭素社会を牽引するグリーンイノベーション下水道～, (令和 4 年 3 月).
- 40) 工藤守・丸山徳義: 秋田県の広域的取組みへ県・市町村・JS の協働～, 下水道協会誌, Vol.54 No.653, pp.38-40, 2017.
- 41) 川上直之: 八王子市単独処理区の流域下水道への編入事業, 下水道協会誌, Vol.58 No.710, pp.28-31, 2021.
- 42) 地域環境資源センター: 農業集落排水施設における省エネ技術導入技術資料, 2014.
- 43) 環境省環境再生・資源循環局廃棄物適正処理推進課: 廃棄物処理施設の基幹的設備改良マニュアル 第II編 し尿処理施設, 2021.
- 44) 盛岡市上下水道局: 農業集落排水事業の概要.
- 45) 北上地区広域行政組合: 衛生処理場令和 2 年度搬入実績.
- 46) 浄化槽システム協会: 2022 年度環境配慮型浄化槽適合機種一覧表(5～10 人槽).
- 47) 古市昌浩, 酒谷孝宏, 蛭江美孝, 西村修, 山崎宏史: 浄化槽分野における温室効果ガス排出量の分析および削減施策の考察, 土木学会論文集 G, Vol.74, No. 6, II_141-II_150, 2018.

第5章 連続計測データを利用した評価

5.1 下水処理場流入水質の連続計測結果

下水処理場流入水質の連続計測として、以前は異常廃水の監視のために pH が測られていたこともあったが、近年では水処理への影響を把握するために有機物(BOD)や SS の計測¹⁾、簡易処理水への UV-COD 計の適用²⁾が検討されている。さらに、反応槽での制御を目的に COD とアンモニア性窒素(NH₄-N)が水質センサーで計測されている³⁾。一方海外では、下水処理場モデルの入力データとしての計測が実施され、流入水 NH₄-N は夜間に低く、昼間は高くなっていることや、週末は産業廃水の流入が少ないため濃度も低く、変動も小さくなっていることが報告されている⁴⁾。流入水量・水質の 24 時間変動パターンを 2 次フーリエ級数でモデル化した例では、窒素の時間変動はし尿の影響が大きく流入水量のピークよりも早く 10 時頃にはピークを迎えていることが報告されている⁵⁾。下水処理場モデル化の流入データに関するレビュー論文では、小規模処理場の事例として NH₄-N は 9 時頃にピークとなり、夕方にも小さな山が二つ現れ、生活廃水(し尿)の影響が大きいと考えられ、COD や PO₄-P も同じような変動パターンを示していたとされている⁶⁾。

本章では、実際の下水処理場での流入ポテンシャルを把握するために、反応槽の制御にも利用されている NH₄-N の連続計測を試み、計測結果の運転管理への活用を検討した。具体的には実際の I 処理場を対象とした運転計画を下水処理場シミュレータにより GHG 排出量も含めて総合的に評価した。

(1) 流入水質連続計測システム

流入水質の連続計測にあたり、分流式(一部合流)下水道で処理能力 74,400m³/日(令和元年処理実績 45,830 m³/日、設計 HRT;初沈 1.5Hr, 反応槽 2.7Hr, 終沈 2.4Hr)の I 処理場の 1 系初沈流入部にイオン電極式 NH₄-N 計(堀場アドバンスドテクノ製 HC-200NH⁷⁾)を設置した。1 分周期の計測データはモバイル回線を経由しクラウドデータセンターに保存し、計測データはパソコンやスマホでトレンドグラフとして表示確認でき、データ出力も可能である。なお、気象データについては最寄りのアメダスデータを利用した。連続計測は 2020 年 4 月から開始し、2024 年 12 月まで実施した。一部期間には新型コロナウイルス感染症緊急事態宣言等が発令されていた。

NH₄-N 計の保守作業については、およそ 1 か月周期で水洗浄を実施し、センサーチップについては半年ごとに交換した。その際に標準液校正およびサンプルアジャストを実施した。



図 5-1 連続計測システム全景

(2) 季節変動

3 年間にわたる流入水 NH₄-N の連続計測結果を図 5-2 に示す。大きな季節変動では夏場の 6 月から 8 月に低く、秋の 9 月から冬の 1 月にかけて上昇し、春の 3 月には低下するという同じようなパターンが 3 年間繰り返し見られた。2022 年度において、降雨の影響の少ない平日の平均値は、最も高い 1 月が 27.3mg/L で、最も低い 8 月の 13.4mg/L の 2 倍以上となっていた。さらに日間変動の最小値と最大値の幅も 1 月には 28.7mg/L と 8 月 17.2mg/L の 1.7 倍に大きくなっていた。時々最小値が大きく低下しているのは降雨の影響であり、特に 2021 年 8 月 12 日から 19 日にかけての総降雨 300mm(時間最大は 25mm)を超える降雨の影響は大きく、流入水 NH₄-N は最大でも 10mg/L 以下に低下していた。さらに影響も長引き、元のレベルに回復するまで一週間以上かかっていた。ただし例外も見られ、高温少雨であった 2023 年 8 月は通常の 1 月並みの高濃度であったし、春先から雨の多かった 2024 年は 4 月から低濃度となっていた。なお、一部期間に出されていた外出自粛要請の影響は確認できなかった。

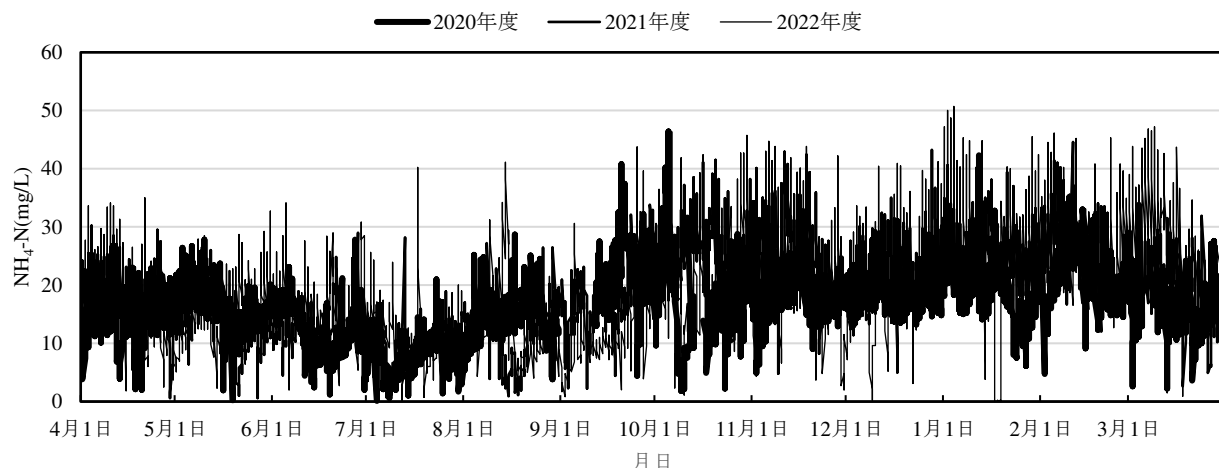


図 5-2 流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の連続計測結果

3年間の流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の各月の平均値と近隣メダス気温データとの関係を 2022 年度の線形回帰と合せて図 5-3 に示す。気温が低いほうが流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が高い傾向が見られ、3 年間の気温との相関係数は-0.73 であり、降雨量との相関係数の-0.57 より影響が大きかった。2022 年度に限ると、気温の相関係数は-0.98 と非常に高くなっていた。冬場の水使用量の減少等が考えられる⁸⁾が、生物活性が低下する低水温時の流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が高いということは、特に硝化促進運転を実施している場合には注意が必要である。

気温は3年間ともに8月に最高となり1月に最低となる同じような変動パターンであった。一方、降雨量は夏場(梅雨)に多く、冬場は少ないという傾向は同じであったが、月毎には若干違いが見られた。2022 年度の年間降雨量は 1220mm と、2020 年度の 1490mm や 2021 年度の 1680mm よりも少なかったことにより降雨量の影響が小さくなり、気温の相関係数が高くなったと考察している。

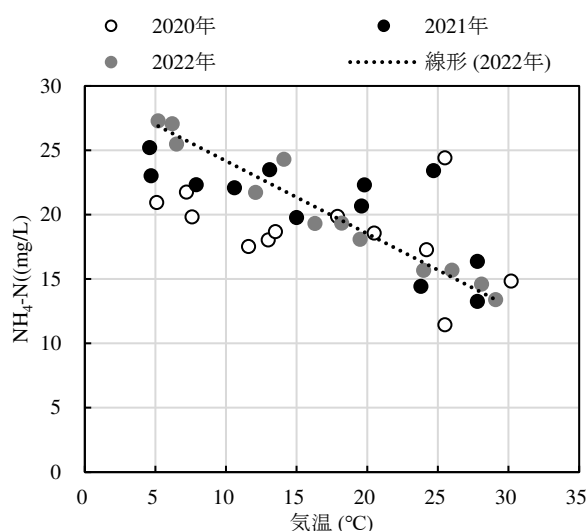


図 5-3 流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 各月の平均値と気温の関係

(3)週間変動と日間変動

月曜日から日曜日までの1週間の $\text{NH}_4\text{-N}$ 連続計測結果の例を図 5-4 に示す。(左:2021年2月22日～, 右:2022年1月23日～)1月23日(月)は、早朝の降雨の影響で若干最大値が小さいが、二例とも早朝に最小値となり、午前中(冬場のため 11 時から 12 時)に最大値となる典型的な日間変動が見られた。 $\text{NH}_4\text{-N}$ はし尿に多く含まれているため、下水処理場への流入時間分遅れたピークを迎えたと考察している。また、最小値と最大値では2倍以上の差があり、運転管理には考慮が必要と示唆された。

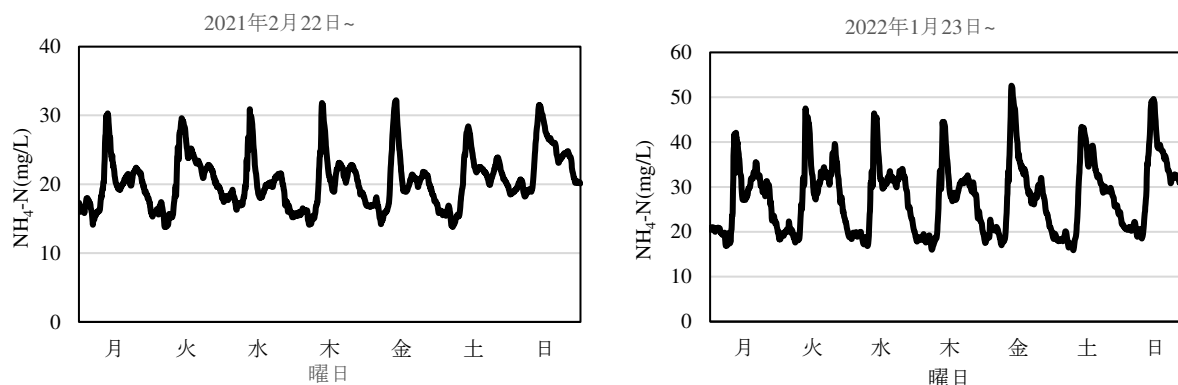


図 5-4 流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の週間変動

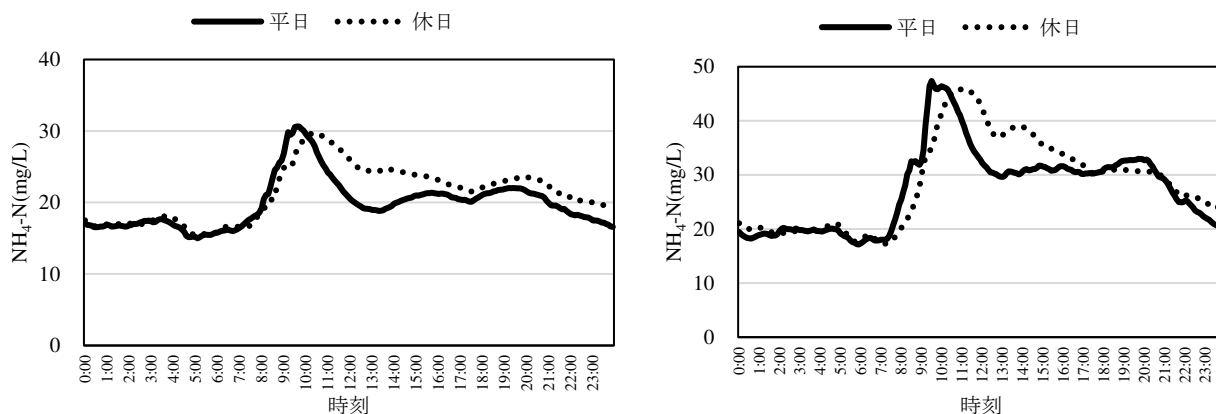


図 5-5 流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の日間変動 (平日・休日)

平日と休日ではピーク時間に差が見られたので、祝日も含む休日と、降雨の影響のあった 1 月 23 日を除く平日の平均値の変化を図 5-5 に示す。二例ともに、休日ではピークの時刻が平日よりも 1 時間程度遅く、ピーク値も若干小さくなっていた。また、午後にはゆっくり低下するという傾向も見られた。

同規模の O 処理場でも I 処理場と同じような典型的な日間変動が一年を通じて見られた。同様に最小値と最大値では 2 倍近い差があり、運転管理でも考慮が必要である⁹⁾。さらに、平日と休日の変動パターンの違いも同じように見られ、二つの処理場の結果ではあるが、流入水質の日間変動は一般的と考えられ、運転管理での考慮の重要性が示唆された。

流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 日間変動は図 5-6 に示すように、季節により少しパターンが異なっていた。生活廃水の割合の高い処理区の特徴ではあろうが人の行動の影響を受け、流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ のピーク時間は夏場の 7 月が最も早く、冬場の 1 月が最も遅く、4 月と 10 月は中間的な時間であった。夏場と冬場ではピーク時間の 2 時間程度の差があり、ピーク時間も考慮した運転計画が必要と示唆された。流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の最大値は 1 月が 47.0mg/L と最も高く、7 月が 30.3mg/L で最も低かった。4 月と 10 月は 35.0mg/L、37.5mg/L と中間的な値であった。

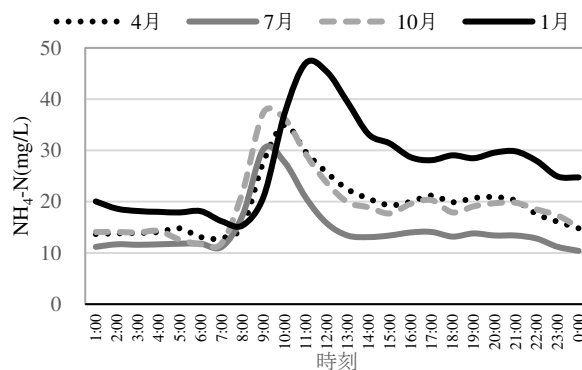


図 5-6 流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 日間変動の季節による違い

(4) 降雨の影響

降雨の影響を受けた一例として 2022 年 5 月 12 日(木)から 14 日(土)にかけての計測結果を図 5-7 に示す。総降雨量は 38.5mm (時間最大 3.5mm) で強くはなく、長く続いた二山型の降雨であった。12 日の 13mm の降雨では時間最大でも 1.5mm の弱い雨だったため影響が小さく、17 時に 11.1mg/L と低下を始めたが最小でも 22 時の 7mg/L までの低下に留まっていた。その後、13 日 9 時には 33.7mg/L まで回復していた。しかしながら、12 時から再降雨の影響で 18 時には 11.3mg/L まで低下し、その後も続いた降雨の影響により 14 日 2 時には 1mg/L を下回るまで低下していた。降雨の影響は 3 日程度残ると言われている¹⁰⁾が、この時は降雨終了後の回復には 1 週間程度かかっていた。降雨終了後も数日間、活性汚泥の回復も含めて運転管理に留意が必要であると示唆された。

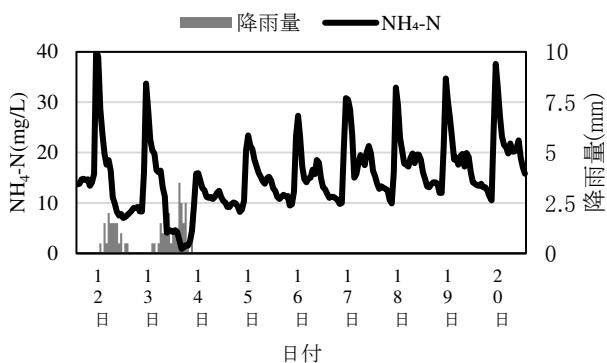


図 5-7 流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ への降雨の影響

5.2 連続計測結果の運転管理への活用

流入水質($\text{NH}_4\text{-N}$)の連続測定結果の運転管理への活用として、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の有効利用を意識した汚泥からの回収¹¹⁾や処理水からの回収¹²⁾が検討されている。ここでは下水処理場への流入水質の連続計測の結果から得られた典型的な変動パターンを意識し、省エネや N_2O 低減を目的とした1時間毎の制御設定値を運転計画として与え、下水処理場シミュレータを使用して効果を試算した。

今回の各種施策の検討では、段階的高度処理として実施されている返送汚泥ポンプを利用した循環式硝化脱窒法(循環法)の1系水処理設備(1系)とステップ流入式二段硝化脱窒法(多段法)の2系水処理設備(2系)という構成とし、2系列を比較検討した。

施策の評価に使用した流入条件を図5-8に示す。流入水量は降雨の影響を受けやすい夏場(7月)が最も多く、逆に冬場(1月)が最も少ない。流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均値は1月が 27mg/L と最も高く、7月が 17.4mg/L で最も低い。4月と10月は 20mg/L と中間的な値であった。初沈流入水の水温は、夏場は 25°C まで上がり、冬場は 16°C まで下がった。4月と10月はほぼ 20°C であった。なお、I処理場は流入管渠を利用した流量平滑化運転を実施しており、冬場の流入水量が少ない時期ではあるが、ほぼ揚水量一定運転を実現していた。今回の運転計画では揚水量パターンは各月同じとした。

運転計画の評価にあたっては図5-6の変動パターンから1時間毎の流入水質を入力し、処理水質や曝気風量、使用電力量等を時間単位で出力し、日合計値で2系列の比較を行った。

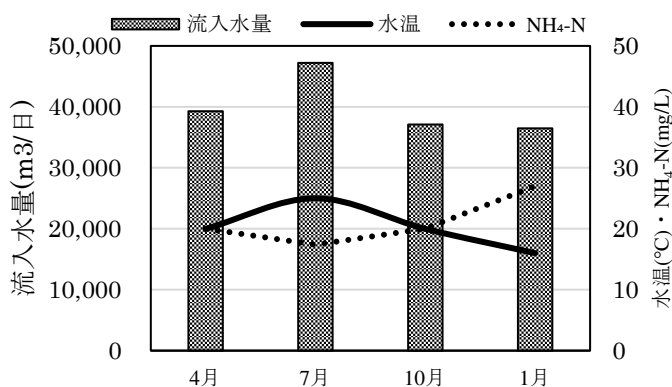


図5-8 流入水条件

設定した流入条件での1・2系の処理水質の例として、曝気風量に影響するBODとT-Nの計算結果を図5-9に示す。1系の循環法と比べると2系の多段法(ステップ比5:5)がBOD、T-Nともに良好な処理水質となっていた。なお、1系・2系ともに7月の処理水質が低く、1月の処理水質が高くなっているが、水温の影響というよりは流入水質の影響が大きいと考察している。なお、各ケースともMLSSが 1500mg/L となるように余剰汚泥引抜率を調整した。

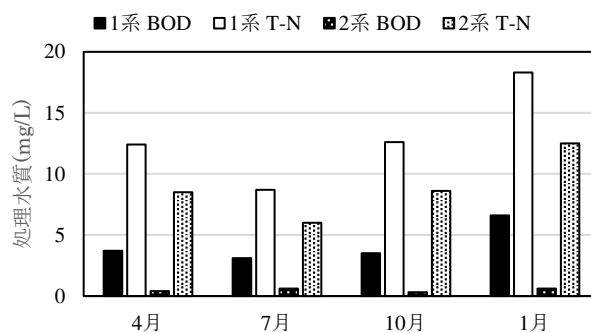


図5-9 処理水質の計算結果(BOD・T-N)

現状の曝気風量の計算結果の内訳を図5-10に示す。

流入水量が多い7月が多い結果となっていたが、送風倍率(=曝気風量/流入水量)では1系:5.9倍、2系:5.6倍と7月が最も小さくなっていた。流入水量が多い影響で、内訳ではDO維持の割合が高くなっていた。次いで、流入水濃度が高い1月が多く、送風倍率では1系:7.4倍、2系:6.9倍と最も大きくなっていた。なお、1系と2系の比較では窒素除去性能の高い2系のほうが曝気風量は各月とも少なくなっていた。各系列ともに、ほぼ完全硝化が達成されていたので第二無酸素槽での脱窒のために有機物が利用され、結果として好氣的に分解される有機物が減少したためと考察している。

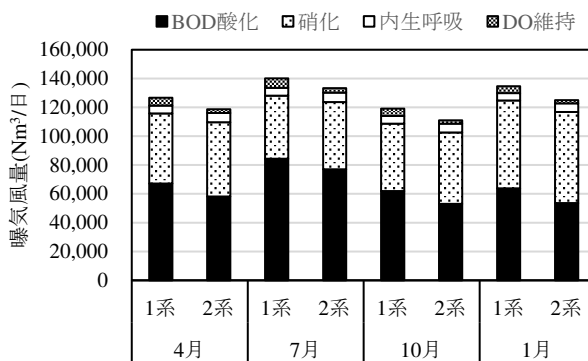


図5-10 曝気風量の計算結果(内訳)

I 処理場における GHG 排出量の計算結果を図 5-11 に示す。日本の下水道からの GHG 排出量内訳と同じような傾向で、電力消費 CO₂ が 59% で最も多く、次いで汚泥焼却 N₂O の 20% となっていた。2 系が高度処理となっているため下水処理 N₂O の割合は 8% と少なくなっていた。GHG 原単位を計算すると 0.28kgCO₂/m³ となり、日本全体の計算値 0.35 kgCO₂/m³ よりも小さく、ポーランド 0.6～0.8 kgCO₂/m³・フィンランド 0.6～0.7 kgCO₂/m³ や、中国 0.4～0.9 kgCO₂/m³ と比較しても小さかった。なお、海外では汚泥の埋立処分や消化ガスロス、凝集剤といった薬品使用も集計されていることを付記する。

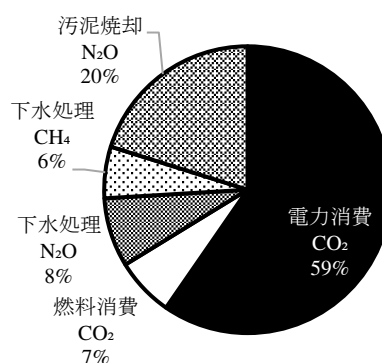


図 5-11 GHG 排出量の計算結果

5.2.1 曝気風量削減運転計画

下水処理場で使用電力量が最も多い送風機に着目し、曝気風量の適正化を検討した。具体的には流入窒素負荷の変動に応じて好気槽 DO の設定値を 2 段階で変更することとした。好気槽 DO 設定値変更の影響は、PES では曝気風量を酸素必要量 (OR; Oxygen requirement) から計算することで反映している。曝気風量は酸素の水中への溶解を考慮して必要空気量へ変換し、散気効率を利用して計算している。

運転パターンを図 5-12 に示す。制御設定値の変更は 12 時間とし、流入 NH₄-N の低い時間帯を各月毎に設定した。白色の時間帯が曝気風量低減設定値 (好気槽 DO 設定値 1mg/L) であり、それ以外は 2mg/L とした。

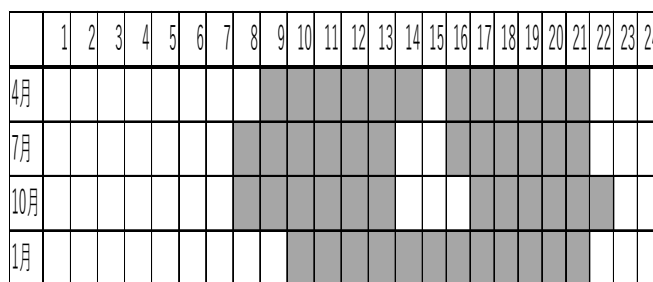


図 5-12 各月の運転パターン (白色；曝気風量低減設置時間)

曝気風量低減効果の一番大きかった 1 系・7 月の運転計画の計算結果を図 5-13 に示す。14・15 時と 22 時から翌朝の 7 時までの DO 設定値を 1mg/L へと下げることにより、曝気風量は現状の 139,000Nm³/日 から 130,000Nm³/日へと 9,000Nm³/日低減され、曝気風量低減率は 6.5% と計算された。曝気風量 9,000Nm³/日の低減は送風機使用電力量 216kWh/日の低減に繋がり、GHG 排出量として 91kgCO₂/日、処理場全体の 0.8% の GHG 排出量が削減されると計算された。また、時間単位で低減量が最も多かったのは 22 時の 810Nm³/日で、低減率は 14% であった。

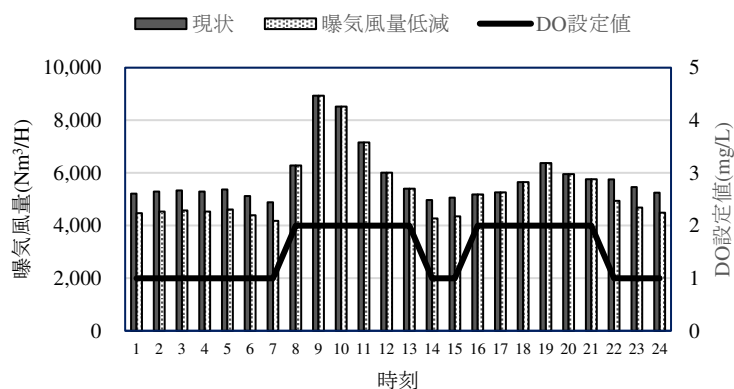


図 5-13 曝気風量低減運転計画 (1 系・7 月)

1系における曝気風量低減モードの計算結果を図5-14に示す。曝気風量の多い7月が低減率6.5%で最も低減効果が大きくなっていた。1月も同様に曝気風量は多いものの、低減率は4.9%と最も小さかった。1月は流入水NH₄-Nの平均値が27mg/Lと高く、硝化のための曝気風量が多くなり、送風倍率が7.6倍と7月の5.9倍よりも大きかったためと考察している。

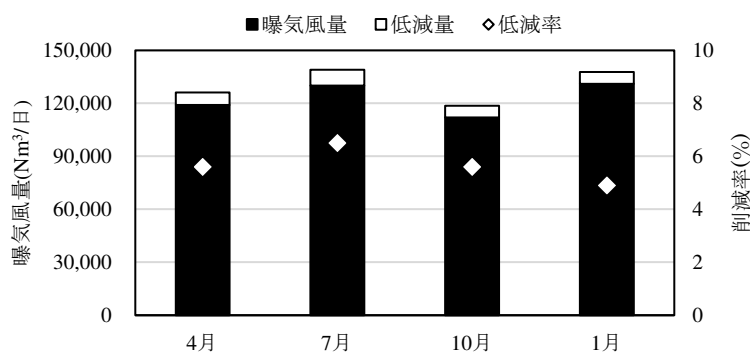


図 5-14 曝気風量低減モードの計算結果(1系)

1系と2系の比較のため、送風倍率からみた曝気風量低減効果を図5-15に示す。1系: 6.5%、2系: 5.9%と共に7月が最も大きく、逆に1月は1系 4.9%、2系: 4.6%と共に最も小さいという傾向は同じであった。低減率は循環法の1系が4.9~6.5%と多段法の2系の54.6~.9%よりも年間を通して高かった。有機物酸化のための曝気風量が多く送風倍率が大きいと考察している。

なお、いずれの系列およびいずれの月でも曝気風量の内訳の計算結果からDO維持に必要な曝気風量は2~5%程度に過ぎない。曝気風量削減効果はDOの差だけ見れば2.5%だが、実際は最大6.5%の低減効果がみられた。これは、DO設定値を下げることで、飽和DOとの差が大きくなり溶解速度が向上したためである。

$$dC/dt = k_{La} (C_s - C) \cdots (5-1)$$

ここで、 k_{La} : 総括酸素移動容量係数、 C_s : 飽和溶存酸素濃度、 C : 溶存酸素濃度

一方、飽和DOは水温の影響を受け、低水温ほど大きくなる。そのため流入水質や水温を考慮した、よりきめ細かなDO設定値の見直しが重要である。

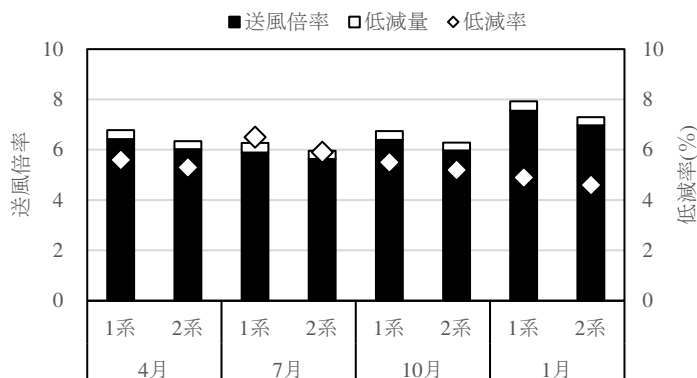


図 5-15 送風倍率からみた低減効果

5.2.2 亜酸化窒素生成抑制運転計画

現在、下水道からのGHG排出量は電力消費CO₂が多いが、下水道分野における2030年の中期目標が達成されると、下水処理N₂Oが3割以上を占め最大の項目となる。

そこで、GHG削減の手段として下水処理N₂Oの生成抑制を検討した。具体的には流入水質を活用するために、オーストリアで採用¹³⁾されている全窒素(T-N)の除去率からN₂O転換係数を計算する方法を利用した。

$$\text{N}_2\text{O転換係数} = 4.362 - 0.047 \times \text{T-N除去率} \cdots (5-2)$$

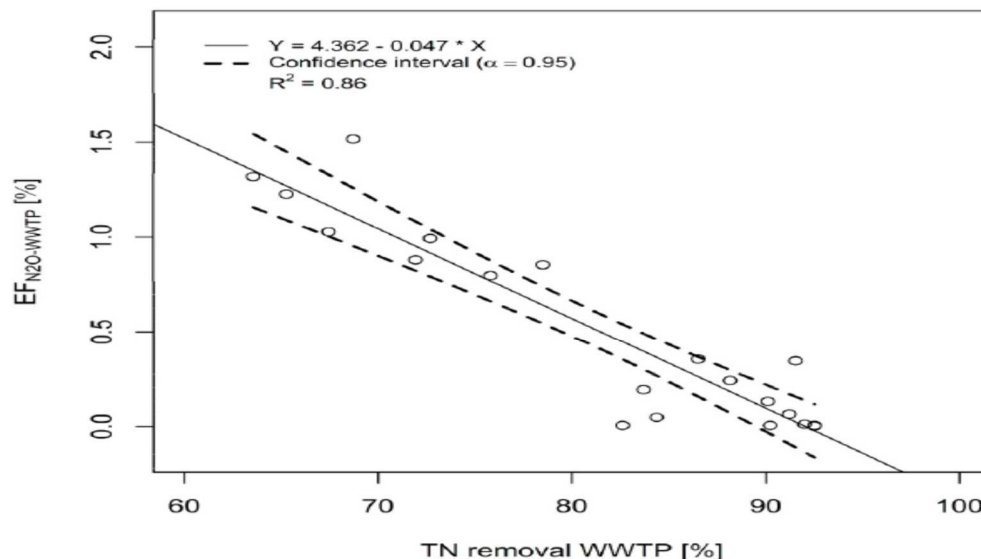


Fig. 6. Scatter plot of the average N₂O emission factor $EF_{\text{N}_2\text{O-WWTP}}$ and the TN removal efficiency (%) of the surveyed WWTPs comprising 20 measurement campaigns fitted with a linear regression line. The dashed lines represent the confidence intervals of the regression analysis ($\alpha = 0.95$).

図 5-16 オーストリアで採用されている排出係数

今回は、ほぼ完全硝化が達成されていたので、返送率を増加させることでT-N除去率を向上させる方法を検討した。流入窒素負荷が大きい時間帯(12時間)の返送率設置値を図5-12の運転パターンに従い、現状の20%から40%に増加させた。

N₂O生成抑制効果の一番大きかった1系・1月の計算結果を図5-17に示す。10時から21時までの返送率を40%へと上げることで、N₂O排出量は現状の13.4kg/日から12.4kg/日へと抑制され、N₂O生成抑制率は7.4%と計算された。処理水T-Nも平均値で18.2mg/Lから17.0mg/Lへと1.2mg/L向上していた。

時間単位で最も抑制量が多いのは11時の0.11kg/hで、抑制率は11%であった。この時の返送汚泥ポンプの使用電力量の増加は14kWhであり、CO₂排出量に換算すると6kgCO₂となる。N₂O抑制量は33kgCO₂に相当するので、正味で抑制効果が示された。

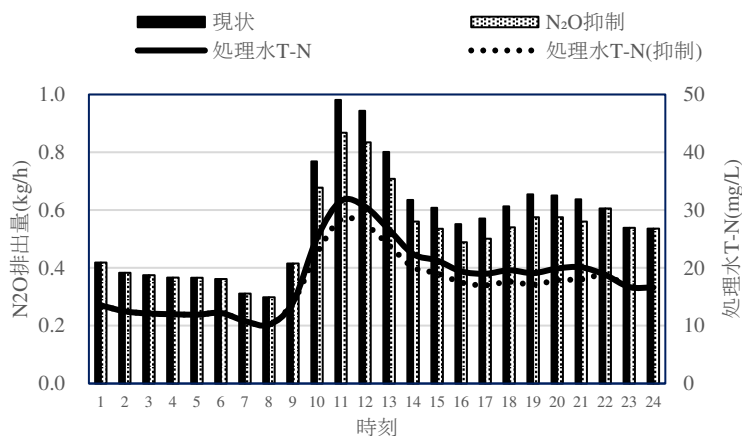


図 5-17 N₂O 生成抑制運転計画(1 系・1 月)

N₂O生成抑制モードの1系の計算結果を図5-18に示す。曝気風量低減モードと異なり、現状のN₂O排出量の多い1月が抑制率7.4%で最も抑制効果が大きくなっていった。7月はN₂O排出量が少なく、抑制率は6.8%と最も小さかった。抑制率としての差は小さいが、抑制量は1月が7月の2倍となっていた

同様に2系でも現状のN₂O排出量の多い1月が抑制率5.9%で最も抑制効果が大きく、N₂O排出量の少ない7月は抑制率4.3%と最も小さかった。1系と同様に抑制率の差は小さいが、絶対量では1月が7月の2倍以上となっていた。1系と2系の比較では、循環法である1系が6.7~7.4%と、多段法である2系の4.3~5.9%よりも大きくなっていった。

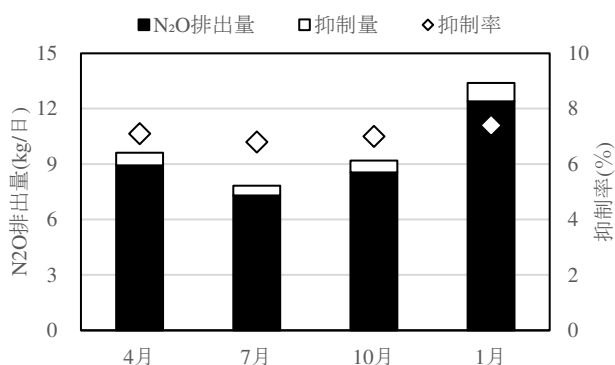


図 5-18 N₂O 生成抑制モードの計算結果(1系)

1系の循環法の抑制効果が2系の多段法よりも大きくなった要因を解釈するために、1系と2系のN₂O生成抑制モードによるT-N除去率の変化を図5-19に示す。返送汚泥ポンプを利用した循環法である1系は返送量の増加による脱窒の促進で、T-N除去率が現状の49~62%から54~66%へと平均的に4ポイント向上していた。一方の多段法である2系ではステップ比を5:5としたため現状のT-N除去率が65~74%と1系よりも10ポイント以上高く、返送率設定値を上げて68~75%へと2ポイントしか向上せず、抑制率の向上が小さかったと示唆された。なお、N₂O生成抑制モードでもN₂O排出量は1系: 7.3~12.4kg/日、2系: 4.6~8.0kg/日と、高度処理法である2系のほうが4割程度少ない。

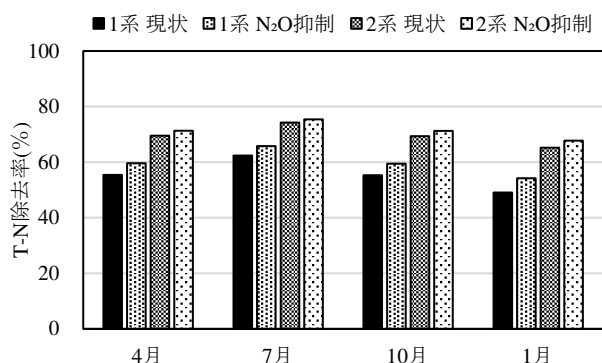


図 5-19 N₂O 生成抑制モードによる T-N 除去率の変化

今回は返送率設定値 40%で計算したが、返送率の影響を確認するため、1系4月のケースについて、返送率設定に対するN₂O排出量の計算結果を図5-20に示す。ここでは日平均値での計算としたために抑制率は大きめの数値となっている。GHG抑制率はN₂O生成抑制量から使用電力量加量のCO₂換算値を差し引いて計算した値である。3倍の60%のケースではN₂O抑制率は18.9%と頭打ちの傾向であった。GHG抑制率も同様の傾向であった。また、MLSSも20%の1500mg/Lから60%では2460mg/Lへと上昇するので終沈での汚泥管理も重要となる。

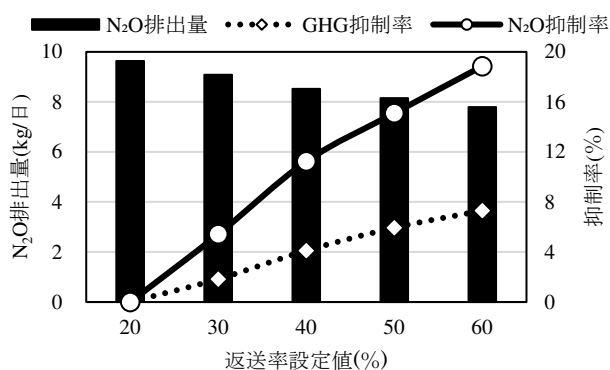


図 5-20 N₂O 生成抑制モード 返送率の影響(1系)

5.2.3 能動的運転管理運転計画

能動的運転管理では窒素とリンが対象とされているが、今回は採用実績が多く、連続計測結果も利用できることから窒素を対象として検討した。実施期間として、能動的管理は12月から翌3月、常時硝化抑制は移行期も含めた4月から11月、消化ガス発電は通年とした。

① 能動的運転管理による窒素供給方法

窒素供給の実施方法としては、「硝化抑制」と「脱窒抑制」が実施されている。ここでは採用実績の多い硝化抑制を検討したが、2系の高度処理への適用にあたっては実施設での検討例¹⁴⁾も参考に、脱窒抑制も検討した。

硝化抑制運転のモデル計算では、硝化菌の活性係数を変更することにより対応した。

② 常時硝化抑制時の窒素処理

能動的運転管理は季節別運転とも称されるように、ノリの養殖のために冬期に実施されることが多い。それ以外の季節では稲作のために窒素の除去が要求され¹⁵⁾、短期間で硝化促進に移行する必要がある。この対策として、常時硝化抑制運転とし、窒素の除去を水生植物(例えば、ウキクサ¹⁶⁾)で実施することを検討した。ウキクサは回収が容易で、ソフトバイオマスという特徴も有しており、資源回収型処理としても検討¹⁷⁾されている。

③ エネルギー回収としての消化ガス発電

硝化抑制運転という省エネ施策に加えて、創エネ施策として消化ガス発電を検討した。なお、消化ガス発電は発電効率が約40%と高い燃料電池とした。

下水汚泥からの消化ガス発生量は重力濃縮引抜の固形物量の計算結果から消化ガス発生率をかけることにより算出した。また、水生植物からの消化ガス発生量は以下の手順で計算した。

- 1) 窒素回収量の計算: 2系の高度処理なみの窒素除去率を実現することとし、窒素回収量を計算する。
- 2) 藻類有機物量への変換: 藻類の組成から計算した換算係数¹⁸⁾ (19.7)を使用し、有機物量(COD)に変換する。
- 3) 固形物量への変換: 有機物量から固形物量(VS)への変換係数¹⁹⁾ (1.7)を使用し、固形物量に変換する。
- 4) 消化ガス発生量の計算: 藻類の消化ガス発生率²⁰⁾ (0.34)を使用し、消化ガス発生量を計算する。

(1) 能動的管理と GHG 排出量削減のシナリオ評価

下水処理場シミュレータ (PES; Performance Evaluation System) を利用し、各月の流入水量と流入水質を与え、水温も考慮しながら処理水質と使用電力量・GHG排出量を、いくつかのシナリオに基づき計算した。

1) 計算条件と処理状況

シナリオ解析に使用した流入水量と初沈流入水温を図5-21に示す。流入水量は降雨の影響を受けやすい夏場(7月)が最も多く、逆に冬場(2月)が最も少ない。初沈流入水温も同様に、夏場(8月)は26.8℃まで上がり、冬場(2月)は16.2℃まで下がっていた。なお、PESでは水温の影響は温度係数で表現している。

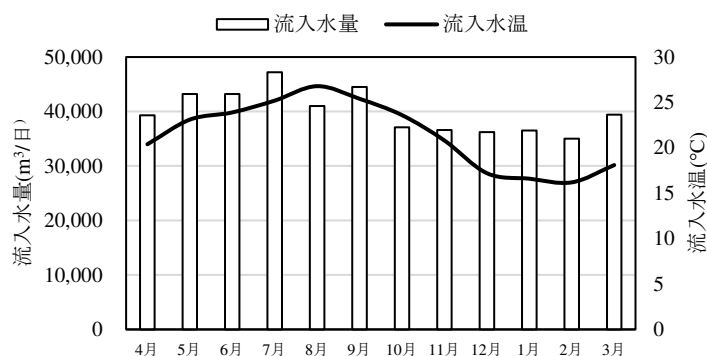


図5-21 流入水量と水温

処理状況の一例として、二つの系列の処理水全窒素濃度(ほとんど $\text{NO}_3\text{-N}$)を流入水窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)と併せて図5-22に示す。連続計測から得た流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の日平均値は流入水量や水温とは逆に冬場(1月)が27.3mg/Lで最も高く、9月が10.6 mg/Lで最も低かった。今回は2022年度の連続計測結果を利用したが、2022年8月中旬に総降雨300mmを超える多量の降雨があり流入水濃度が低下した影響が長引いていたためと考察している。流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ は通常は夏場に下がり、秋から上昇し、冬場には最大となり、春には下がり始めるといった季節変動がみられた。冬場に流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が高いということは能動的管理には有利になる。

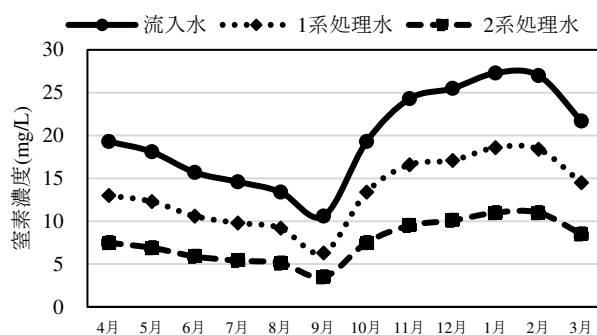


図5-22 窒素の処理水質

1系・2系ともに流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の変動の影響を大きく受けていたが、1月の処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ はともに0 mg/Lと完全硝化は達成されていた。段階的高度処理である1系では処理水窒素の平均値は19.7 mg/Lで除去率は33%であった。一方、高度処理法である多段法の2系では処理水窒素の平均値は7.7 mg/Lで除去率は63%であった。処理水窒素濃度には処理方式による違いが顕著であった。なお、MLSSは1系: 1500 mg/L、2系: 2000 mg/Lを目標値とし、返送率は1系: 20%、2系: 40%で固定し、余剰汚泥引抜率で調整した。

2) 能動的運転管理の計算結果

能動的運転管理は11月から翌年3月まで硝化抑制運転として実施するとし、10月と4月は移行期とした。1系の能動的運転管理による窒素供給濃度と送風倍率の計算結果を図5-23に示す。

流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が一番高い1月の窒素供給濃度(硝化抑制運転なので $\text{NH}_4\text{-N}$)が19.5 mg/Lで最も高かったが、濃度の増加は2.3 mg/Lに留まっていた。能動的運転管理期間の窒素供給量は1,410kg/日となり、現状の1,250kg/日より1割程度増加していた。1系は段階的高度処理なので現状の窒素除去率が低く、逆の数値である窒素供給率が67%と高く、窒素供給率は77%まで増加するが効果は小さかったと考察している。一方で、硝化抑制運転による曝気風量の削減効果は大きく、送風倍率は3.2倍と5割近くまで低下していた。硝化促進の現状では半分以上の52%を占める硝化のための曝気風量が低減されるためと考えている。なお、近年では N_2O 発生量も少ない²¹⁾微好気活性汚泥法による有機性窒素²²⁾のアンモニアへの変換も研究されているので窒素供給濃度増加が期待される。

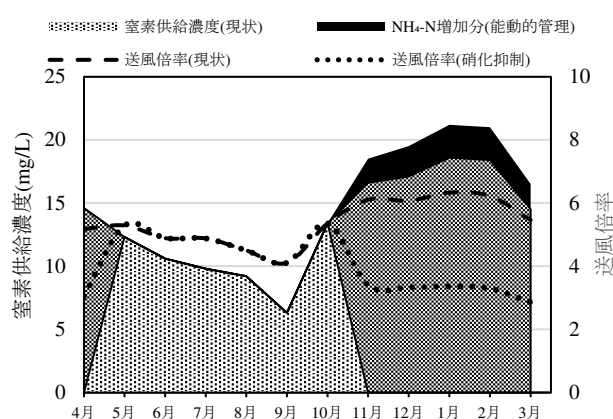


図5-23 能動的管理の計算結果(1系)

計画放流水質との関係もあり、高度処理として運転されている設備に対して能動的運転管理を適用するかは議論のあるところではあるが、検討事例もあることから2系でも試算してみた。2系は多段法なので比較的容易に対応可能な脱窒抑制と硝化抑制を試算した。脱窒抑制はステップ流入を停止し、第二無酸素槽を好気槽に変更して対応した。

2系の能動的管理による1月の窒素供給量と送風倍率の計算結果を図5-24に示す。硝化抑制運転からの窒素負荷は $\text{NH}_4\text{-N}$ の形態であり、現状および脱窒抑制運転からの窒素負荷は $\text{NO}_3\text{-N}$ の形態である。

現状の窒素除去率が63%と高い2系では能動的管理による窒素供給量の増加は大きく、脱窒抑制とすることで窒素供給量は430kg/日と8割の増加となっていた。

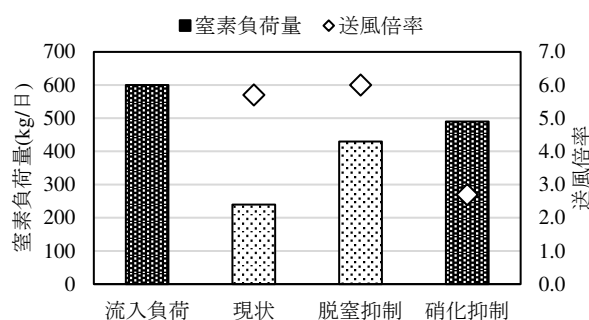


図5-24 能動的管理の試算結果(2系)

しかしながら、第二無酸素槽で脱窒の炭素源として利用されていた有機物の酸化分の曝気風量の増加もあり送風倍率は6倍と若干増加していた。硝化抑制とすることで窒素供給量は490 kg/日と、さらに増加していた。一方で、曝気風量の低減効果は大きく、送風倍率は2.7倍と現状の半分以下であった。

1系・2系ともに硝化抑制運転とすることで、一例として1月の電力原単位は現状の0.39kWh/m³から0.32 kWh/m³へと2割近く低減に繋がる。

3.3 常時硝化抑制の計算結果

硝化抑制運転による曝気風量の低減が確認できたので、さらなる省エネのために常時硝化抑制運転を検討した。1系の窒素供給量と送風倍率の計算結果を図5-25に示す。4月から10月も硝化抑制運転とすることにより送風倍率は通年でも3.2倍となり、現状の5.4倍に対し4割以下まで低減されることが期待された。平均窒素供給濃度は14.7 mg/Lと、現状より1.4 mg/L増加した。

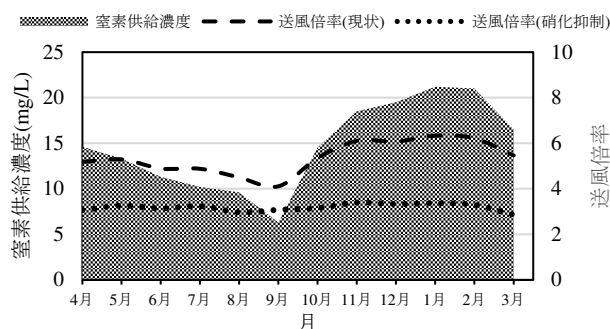


図5-25 常時硝化抑制運転時の窒素濃度変化(1系)

3) 消化ガス発電の計算結果

嫌気性消化槽を増設し、消化ガス発電を導入した際の電力自給率の計算結果を発電量と受電量も併せて図5-26に示す。同規模の処理場の計算結果を参考に、嫌気性消化槽設置に伴う使用電力量の増加を反映し、嫌気性消化の導入による処理すべき汚泥量の減少による脱水・焼却設備の電力使用量の減少も考慮して使用電力量を計算した。消化ガス発電導入時の使用電力量は13,790 kWh/日と現状の14,340 kWh/日より若干減少し、電力自給率は54%と日本における自給率の平均値33.6%よりも高くなっていた。電力原単位が0.36 kWh/m³と小さいことが要因と考察している。ただし、海外では電力自立を達成している^{23)・24)}。

11月から翌年3月にかけて5か月実施した能動的管理では、1系のみを対象とした場合には使用電力量が3%減少する効果で電力自給率は55%へ、2系も対象とすると使用電力量が7%減少して電力自給率は58%へ4ポイント増加した。4月から10月まで常時硝化抑制とし、水生植物により栄養塩類をバイオマスとして回収すると、1系のみを対象とした場合には発電量が8,290 kWh/日へと12%増加する効果で電力自給率は64%へ、2系も対象とすると発電量は9,600 kWh/日へと30%増加する効果で電力自給率は81%まで向上した。なお、能動的運転管理よりも長い7か月間実施するとしたため、硝化抑制による使用電力量の低減効果も大きくなっていた。

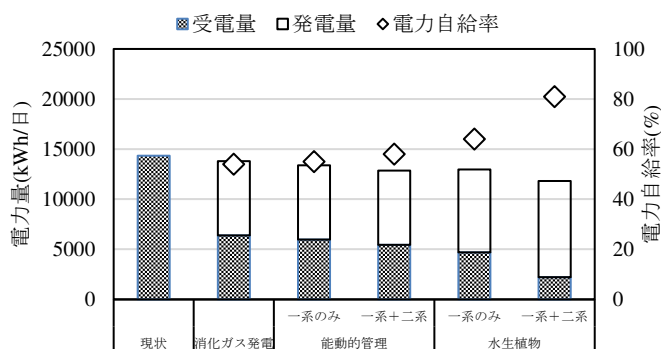


図5-26 電力自給率の変化

4) GHG排出量の計算結果

各施策によるCO₂オフセット率の計算結果結果を図5-27に示す。電力自給率が50%を超えていた消化ガス発電の導入では、嫌気性消化の導入により脱水・焼却汚泥量の減少による使用電力量の減少に加え、焼却汚泥量が約半分となるために汚泥焼却N₂Oと補助燃料使用量も減少するためにGHG排出量は8,970kg CO₂/日と現状の10,710 kg CO₂/日より16%減少していた。消化ガス発電量の7,410 kWh/日は3,130kg CO₂/日に相当するのでCO₂オフセット率は45%であった。

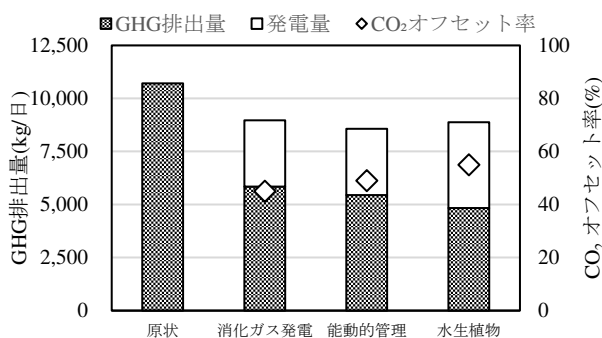


図5-27 CO₂オフセット率の計算結果

1系・2系ともに能動的管理を適用すると使用電力量が940 kWh/日低減できるので、CO₂オフセット率は49%となり日本の2030年中期目標の46%を達成できると計算された。

電力自給率が80%を超えていた水生植物による栄養塩類のバイオマスとしての回収では、バイオマス増加による焼却量の増加からGHG排出量は760 kg CO₂/日増加するものの消化ガス発電量が9,600 kWh/日(4,050 kg CO₂/日)まで増加するのでCO₂オフセット率は55%まで上昇し、日本の下水道分野の中期目標52%をも達成できると計算された。

下水処理場のカーボンニュートラル達成に向け、更なるGHG排出量の削減を検討した。今回流入水NH₄-Nを利用する運転管理を検討してきたので、窒素をさらに活用する施策を取り上げた。

具体的には窒素を肥料代替として利用することとし、以下の二つのGHG削減量を試算した。肥料価値としてはリンも考えられるが、ここでは窒素のみを対象として試算した。

①能動的運転管理で供給する窒素

供給先(放流先)におけるノリ養殖等での肥料代替として窒素供給量をGHG排出量に換算する。

下水処理場から放流された窒素がノリ養殖場まで流達することは確認されているものの、必ずしも肥料として利用されるとは限らないが、下水処理場からの最大のポテンシャルを評価するために窒素供給量で計算した。

②水生植物によりバイオマスとして回収された窒素

消化脱離液を液肥利用することを想定し、バイオマス中の窒素量をGHG排出量に換算する。

栄養塩類をバイオマスとして回収し循環利用すると、何らかの手段で系外に取り出さないと処理場内に蓄積してしまうので、その対策にもなる。

肥料代替窒素のGHG排出量への換算には化学肥料製造・輸送に係るエネルギーから計算した。

窒素のGHG換算量(kgCO₂)

$$=48.6(\text{MJ/kg}) \times A \text{重油のCO}_2\text{換算値}0.0693(\text{kgCO}_2/\text{MJ}) \cdots (5-3)$$

GHG排出量の計算結果を内訳も含めて図5-28に示す。発電や肥料代替によるオフセット量はマイナス表示とした。

現状のGHG排出量に占める電力消費CO₂は6割程度なので消化ガス発電・能動的運転管理・水生植物培養といった発電オフセットでは電力消費CO₂以外が残残りCO₂オフセット率は55%に留まっていた。

能動的運転管理による窒素供給では肥料代替オフセット量が2,460kg CO₂/日となり、CO₂オフセット率は72%と能動的管理よりも23ポイント増加していた。液肥による肥料利用では肥料代替オフセット量が1,970kg CO₂/日となり、CO₂オフセット率は73%と水生植物より18ポイントの増加であった。二つの施策の組合せではCO₂オフセット率は96%まで上昇すると計算された。

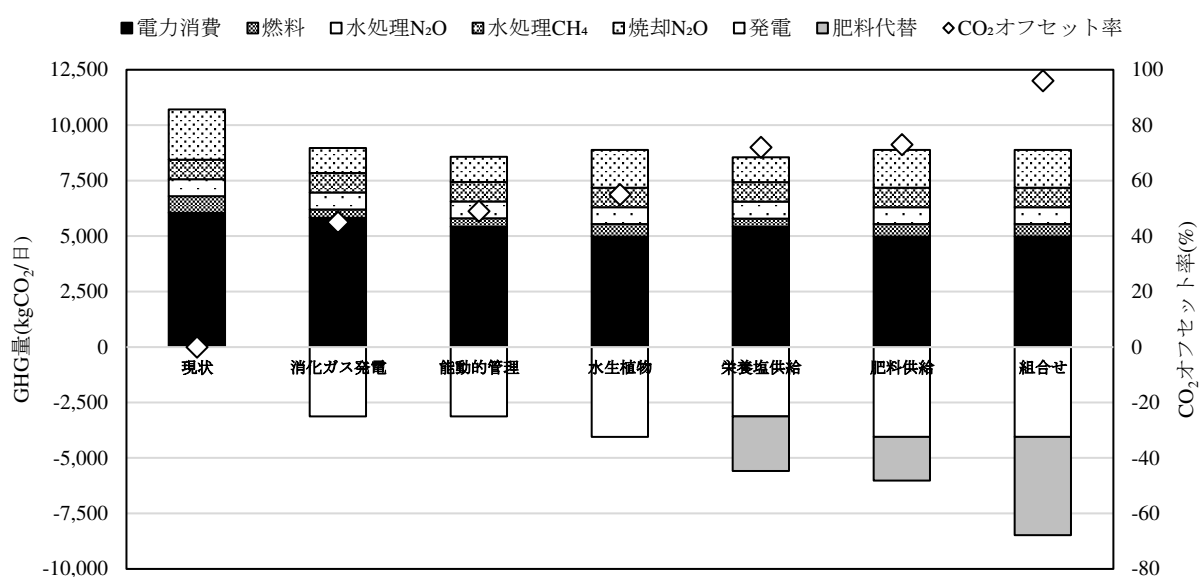


図5-28 GHG排出量の更なる削減

5.3 結語

本章では、下水処理場の流入水質の連続計測と、その結果を活用した運転計画について下水処理場機能評価システムを使用し、1処理場をモデルとして三つの施策の効果を、電力原単位やCO₂オフセット率で評価した。本研究で得られた主な成果は以下のとおりである。

- ① 4年半にわたる連続計測で、流入水NH₄-Nは早朝に最小値となり、午前中(4月では9時から10時)に最大値となる典型的な日間変動パターンが年間を通じて見られた。また、最小値と最大値では2倍以上の差があり、運転管理でも考慮が必要と示唆された。なお、日間変動は同規模の他の処理場でも見られ、一般的なことと考察している。
- ② 連続計測結果を利用した運転計画で、曝気風量低減施策として12時間のDO設定値を現状の2mg/Lから1mg/Lに下げることにより、最も効果の大きかった1系7月では、現状の139,000 Nm³/日から130,000 Nm³/日へと6.5%低減されると計算された。曝気風量9,000Nm³/日の低減は送風機使用電力量216kWh/日の低減に繋がり、GHG排出量として91kgCO₂/日、処理場全体の0.8%のGHG排出量が削減されると計算された。
- ③ 下水処理N₂O生成抑制施策で12時間の返送率を2倍とすることによりT-N除去率が向上し、N₂O排出量は最大7.4%抑制されると計算された。最も抑制量が多い1系1月の11時のN₂O抑制量0.11kg/hは33kgCO₂に相当し、使用電力量増加のCO₂排出量換算値6kgCO₂よりも多く、正味で抑制効果となった。また、処理水窒素平均値も18.2mg/Lから17.0mg/Lへと1.2mg/L向上が期待された。
- ④ 段階的高度処理である1系のほうが高度処理法である多段法の2系よりも曝気風量低減率もN₂O生成抑制率も高かった。現状では2系は窒素除去率が高く曝気風量も少ないため改善率は低くなったと考察している。
- ⑤ 能動的運転管理では、1系で実施すると、流入水NH₄-Nが一番高い1月の窒素供給濃度が19.5 mg/Lで最も高かったが、供給濃度の増加は2.3 mg/Lに留まっていた。一方で、硝化抑制運転による曝気風量の削減効果は大きく、送風倍率は3.2倍と5割近くまで低下していた。現状では半分以上の52%を占める硝化のための曝気風量が低減されるためと示唆された。1系・2系ともに硝化抑制運転とすることで、1月の電力原単位は現状の0.39 kWh/m³から0.32 kWh/m³へと2割近くの低減に繋がることが示された。
- ⑥ 電力自給率では、消化ガス発電の導入で嫌気性消化により処理すべき汚泥量が減少し、使用電力量は13,790kWh/日と現状の14,340 kWh/日よりも若干減少し、電力自給率は54%と日本における自給率の平均値33.6%よりも高くなっていた。能動的運転管理では、1系のみを対象とした場合には使用電力量が3%減少する効果で電力自給率は55%へ、2系も対象とすると使用電力量が7%減少して電力自給率は58%へと4ポイント増加した。水生植物により栄養塩類をバイオマスとして回収すると、1系のみを対象とした場合には発電量が8,290 kWh/日へと12%増加する効果で電力自給率は64%へ、2系も対象とすると発電量は9,600 kWh/日へと30%増加する効果で電力自給率は81%まで向上した。
- ⑦ GHG排出量削減では、各施策の効果をCO₂オフセット率で評価すると、消化ガス発電の導入ではGHG排出量が8,970kgCO₂/日へと16%減少し、CO₂オフセット率は45%であった。1系・2系ともに能動的管理を適用すると使用電力量が940 kWh/日低減できるので、CO₂オフセット率は49%となった。電力自給率が80%を超えていた水生植物によるバイオマスとしての回収では、消化ガス発電量が9,600 kWh/日(4,050kg CO₂/日)まで増加するのでCO₂オフセット率は55%まで上昇した。
- ⑧ 更なるGHG排出量の削減策として、窒素を肥料代替とするオフセットを計算したところ、能動的運転管理による窒素供給ではオフセット量が2,460kg CO₂/日となり、CO₂オフセット率は72%と能動的管理よりも23ポイント増加していた。液肥による肥料利用ではオフセット量が1,970kg CO₂/日となりCO₂オフセット率は73%となった。二つの施策の組合せではCO₂オフセット率は96%まで上昇すると計算された。

下水処理場の流入水質を長期連続計測し、計測結果を運転計画に利用することにより、現状プロセスの運転管理の工夫でGHG削減に繋がることが確認できた。しかしながら、その実現にあたっては本検討結果の確実な社会実装が必要であり、今後も下水処理場シミュレータを活用し、新たな省エネ・創エネ・GHG削減技術をも組み込み、下水処理場のカーボンニュートラルを達成したいと考えている。

<引用・参考文献>

- 1) 岡本健司, 寺沢啓: 下水流入水及び放流水のBOD・SSの自動計測について, 第42回下水道研究発表会講演集, pp.1143-1145, 2005.
- 2) 濱崎幹生, 村田竜平, 村上浩司, 林達也: 深紫外LED式UV計による下水処理場流入水のCODモニタリング事例の紹介, 第58回下水道研究発表会講演集, pp.908-910, 2018.
- 3) 湛記先, 小泉栄一, 黛将志, 川口幸男, 橋本敏一: 流入水質のオンライン計測と酸素必要量(OR)計算に基づいた実下水処理場の曝気制御, 学会誌「EICA」, Vol.17, No.2/3, pp.47-50, 2021.
- 4) Britta Petersen, Krist Gernaey, Mogens Henze and Peter A. Vanrolleghem: Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial wastewater treatment plant, Journal of Hydroinformatics, Vol.4, No.1, pp.15-38, 2002. DOI: <https://doi.org/10.2166/hydro.2002.0003>
- 5) G. Langergraber; J. Alex, N. Weissenbacher, D. Woerner; M. Ahnert, T. Frehmann, N. Halft; I. Hobus, M. Plattes, V. Spering, S. Winkler: Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation, Water Science & Technology, Vol.57, No.9, pp.1483-1486, 2008. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2008.228>
- 6) Cristina Martin, Peter A. Vanrolleghem: Analysing, completing, and generating influent data for WWTP modelling: A critical review, Environmental Modelling & Software Vol.60, pp.188-201, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.05.008>
- 7) 堀場アドバンスドテクノ: アンモニア態窒素計 HC-200NH.
- 8) 環境情報科学センター: 平成20年度ヒートアイランド対策の環境影響等に関する調査業務 報告書, II章 気温の変動が水使用量に及ぼす影響, 2009.
- 9) 国土交通省下水道部: 下水処理場のエネルギー最適化に向けた省エネ技術導入マニュアル(案), (令和元年6月).
- 10) 国土交通省下水道部: 雨天時浸入水対策ガイドライン(案), (令和2年1月).
- 11) 小島啓輔, 加藤雄大, 隅倉光博, 川本徹: 下水処理場における窒素由来のエネルギーポテンシャルの試算 とその利用に関する考察, 下水道協会誌, Vol.58, No.708, pp.78-87, 2021.
- 12) 伊藤結衣, 杉山徹, 高橋威胤, 羽深昭, 木村克輝: 都市下水の直接膜ろ過と組み合わせる栄養塩回収方法の開発, 土木学会論文集 G, Vol.77 No.7, III_339-III_345, 2021.
- 13) Tanya Valkova, Vanessa Parravicini, Ernis Saracevic, Joseph Tauber, Karl Svardal, Jörg Krampe: A method to estimate the direct nitrous oxide emissions of municipal wastewater treatment plants based on the degree of nitrogen removal, Journal of Environmental Management, Vol. 279, No.1, 111563, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111563>
- 14) 岡山県農林水産総合センター水産研究所: 岡東浄化センターにおける栄養塩管理運転の影響調査報告書, 2023.
- 15) 坂巻伸一, 四浦良祐: 汚泥脱水分離液と活性汚泥の初期吸着に着目した栄養塩類増加運転の検討について, 第56回下水道研究発表会講演集, pp.965-967, 2019.
- 16) 森一博, 遠山忠: ウキクサホロビオンによる持続的な水質浄化とバイオマス資源回収の可能性, 日本水処理生物学会誌, Vol.58 No.4 pp.127-136, 2022.
- 17) Kubota K., Otani T., Morikawa M., Li Y.Y.: Evaluation of sewage treatment performance and duckweed biomass production efficiency in a primary sedimentation basin + duckweed pond + downflow hanging sponge (PSB + DWP + DHS) system. Journal of Water Process Engineering 65 (2024) 105818, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105818>
- 18) 石田 整, 花木 啓祐, 荒巻 俊也: 東京湾流域の下水処理場への排出権取引制度導入効果の推定, 土木学会論文集, 804(VII-37), 73-81, 2005.
- 19) 日高平, 内田勉: 下水汚泥の性状および消化特性に関する処理場毎の比較調査, 土木学会論文集 G Vol.68 No.7, III_325-III_332, 2012.
- 20) Toyama T., Hanaoka T., Tanaka Y., Morikawa M., Mori K.: Comprehensive evaluation of nitrogen removal rate and biomass, ethanol, and methane production yields by combination of four major duckweeds and three types of wastewater effluent. Bioresource Technology 250 464-473, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.054>
- 21) Phan H. V., Yasuda S., Oba K., Tsukamoto H., Hori T., Kuroiwa M., Terada A.: Active bacteria driving N₂O mitigation and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in ammonia recovery bioreactors. The ISME Journal, 19(1), wraf021, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1093/ismejo/wraf021>
- 22) 新田哲平, DUAN Jingyu, 北村幸太郎, 黒岩恵, 利谷将平, 寺田昭彦, 藤原拓, 堀知行: 発酵排水からのアンモニア回収に向けた微好気活性汚泥法の運転条件の確立, 第58回日本水環境学会年会講演集, p112, 2024.
- 23) Nowak, O., Keil, S., Fimml, C.: Examples of energy self-sufficient municipal nutrient removal plants. Water Science & Technology 64 (1) , 1-6, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.625>
- 24) Nielsen, T., Sandino, J., Leth, M., Whitlock, D., Johnson, T., Constantine, T., Houweling, D.: Achieving positive net energy in a nutrient removal facility: optimizing the Ejby Molle WWTP. Water Practice and Technology 10 (2) , 197-204 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2015.020>
- 25) 三宅晴男, 石井淑大: 下水道分野における脱炭素化に向けた技術開発の動向, 水環境学会誌, Vol.46A(4) pp.35-42, 2023.

第6章 結論

本研究では、下水処理場を流域の水・物質・エネルギー循環の拠点と捉え、下水処理場シミュレータを使用し、モデル処理場やオープンデータを利用した複数の実処理場を対象に、水循環・物質循環・エネルギー循環に関する施策について、処理水質や使用電力量、GHG排出量を総合的な指標で環境性能を評価した。さらに、単独の処理場のみでなく、広域化・共同化の観点から流域での複数の処理場や污水处理施設との連携についても検討した。加えて、下水処理場のポテンシャルを最大限活用するために、基本となる流入水質の連続計測を実施し、計測結果を運転計画として運転管理への活用方法も検討した。本章では、本研究において得られた主な結論をまとめて述べる。

第2章では、下水処理場シミュレータの中核となる活性汚泥法のモデル化について文献考察し、日本でも1960年代には活発な研究が実施されていたが、IAWRPC(現在はIWA)のスペシャリストグループから標準化されたものとして1987年にMonod式ベースの活性汚泥モデル(Activated Sludge Model: ASM No1)が発表された。日本スペシャリストグループに参画し、国内への普及を図るために活性汚泥モデル研究会として活動がなされ、その後2005年に「活性汚泥モデルASM1, ASM2, ASM2D, ASM3」が日本語訳として発刊され、いくつかの活性汚泥モデルのマニュアルも整備されたが、積極的に利用されているとは言い難い状況である。同様に、汚泥処理としては嫌気性消化モデル(Anaerobic Digestion Model: ADM)が発表され、利用されている。水処理工程と汚泥処理工程を連携し、下水処理場全体を対象としたモデルとしてはBSM2(Benchmark Simulation Model no. 2)が提案され、カーボンフットプリントでの温室効果ガス排出量の評価や下水処理場での固形物回収のモデル化、制御項目の環境効率評価等に利用されている。

日本では下水処理場を一体として捉え「水処理—汚泥処理を連携」したモデルは、ほとんど見られない。本研究では下水処理場機能評価表をシステム化した、下水処理場機能評価システムを下水処理場シミュレータとして使用することとし、二つの処理場の運転実績データにより適用可能性を確認し、本研究の目的とする下水処理場全体の処理水質や使用電力量、GHG排出量の評価に利用できると判断した。また、創エネ施策として採用した汚泥可溶化に関するオゾン処理モデルを追加開発し、適用することとした。

水・物質・エネルギー循環のための施策としては、下水道システムから発生する汚泥、処理水、CO₂等、廃棄物とされてきたものを資源として捉え、持続的な地域資源として利用するための様々なイノベーションが推進されている。下水汚泥のエネルギー使用に関しては下水中有機物の化学エネルギーは下水処理場での電力消費量をはるかに上回るとの報告もなされており、下水処理場においても創エネの観点から消化ガス発電や汚泥焼却廃熱発電が実施されている。さらに、消化ガス発生量の増加のための投入汚泥の可溶化方法としてはオゾン処理、水熱処理、超音波処理、好熱菌等が研究されている。物質循環としてはリン回収を取り上げた。下水道により下水処理場に集約されてくるリンは貴重な未利用資源であり、効果的に回収、利用していくことが求められる。日本で導入実績があるのは、嫌気性消化脱離液や下水の高度処理に適用されているHAP法とMAP法の技術、焼却灰に適用されている灰アルカリ抽出法3つの技術である。導入実績は5都市6ヶ所に留まっているが、下水汚泥資源の積極的な活用の方針も出され、今後の動向が注目されている。

水・物質・エネルギー循環のための施策としては、各種マニュアルに記載され、実処理場にも導入されている技術を中心に評価したが、2050年カーボンニュートラルも意識し、研究開発中の技術も評価の対象とした。

下水処理場からの温室効果ガス発生量に関しては、水処理や汚泥焼却からの排出量を直接計測した事例もあるが、今回は活動量と排出係数から計算することとし、下水道における地球温暖化対策マニュアルの係数を使用した。また、電力の換算値については全国の処理場を共通に評価するために当該年度の代替値を使用した。いくつかの年度の下水道からのGHG排出量やその内訳との比較で、計算が妥当であると判断した。

第3章では、下水処理場を流域の水・物質・エネルギー循環の拠点とすべく、48,000m³/日という中規模モデル処理場を対象に下水処理場機能評価システムを使用し、各種エネルギー回収施策・リン回収施策を提案した水環境効率で評価した。

流入下水中有機物のエネルギーポテンシャルは消化ガス発電により約10%は回収されるが、大部分は曝気槽と焼却炉での無機化により損失していた。流入下水中有機物のエネルギーポテンシャル60,000kWh/日の9割を損失するために、4割に相当する25,000kWh/日の電気エネルギーを追加投入して

いると計算された。電力自給率の向上施策の検討では、通常の初沈の回収率である40%程度では自立の可能性は低い、省エネ施策の導入で電力原単位を0.2kWh/m³まで低下させると、高効率固液分離や污泥炭のように回収率が60%を超える施策では自立に必要なCODは1000mg/Lまで低下し、可能性は高まるものと考察している。

水環境効率という指標により物質・エネルギー回収機能を評価すると、現状の1.62kgCOD/kWhが高効率固液分離を導入した消化ガス発電では1.75kgCOD/kWhとなり、複合発電では1.87kgCOD/kWhまで向上していた。リン回収法ではリン回収量を水環境負荷量として加算した効果で、AO法の灰アルカリ法で2.46kgCOD/kWhとなりMAP法でも2.23kgCOD/kWhと、エネルギー回収よりも高い結果であった。施策の組合せによる試算では、創エネ技術である地域バイオマスの受入を組込んだ複合発電と省エネ施策である硝化抑制運転の組合せにより水環境効率は2.75kgCOD/kWhとなった。同様に地域バイオマスを組込んだ灰アルカリ法とMAP法の組合せにより水環境効率は2.99kgCOD/kWhと試算された。

大規模処理場であるK市A処理場を取り上げ、エネルギー回収や物質回収、高度処理化を検討したところ、エネルギー回収の計算結果では現状に消化ガス発電を導入すると17,600 kWh/日の発電量が期待でき、電力自給率は11.6 %と計算された。初沈污泥全量と3ヶ所からの受入污泥を対象とすると電力自給率は25.4 %まで上昇した。リン回収の計算結果では、焼却灰からの回収量が250 kg/日、回収率: 19 %と多く、合計では27 %の回収率であった。他の処理場からの污泥受入や余剰污泥も対象とすると、脱水ろ液からの回収量が増加して約800 kg/日、回収率: 46 %となり、合計ではリン回収率は5割を超えると試算された。高度処理化の計算結果では、窒素除去を目的とした循環法・A₂O法では処理水T-Nは6 mg/L程度と標準法の半分程度まで低下していた。処理場全体でみても放流水質の向上が見られ、電力原単位も、わずかではあるが低下する傾向が見られた。水環境効率は現状の2.68kgCOD/kWhがエネルギー回収施策では発電量の増加により使用電力量が減少し、物質回収施策ではリン回収量の増加し、水環境効率は向上する傾向にあった。水利用施策である高度処理化では、水環境負荷除去量の増加により水環境効率は3kgCOD/kWhまで向上していた。水・物質・エネルギー施策を同時に実施すると、発電による使用電力量の減少とリン回収による水環境負荷除去量の増加により、水環境効率は4kgCOD/kWhを超えると試算された。

電力原単位を実処理場に近づけたモデル処理場での試算では、水・物質・エネルギー循環機能の組合せで水環境効率6kgCOD/kWhとなり、水環境効率8kgCOD/kWh程度を目標とした技術開発や組合せの実証が必要ではないかと考察している。

第4章では、下水処理場を流域の水・物質・エネルギー循環の拠点とすべく、積極的に公開されている維持管理年報といったオープンデータを利用して、中大規模処理場を対象に下水処理場機能評価システムを使用し、省エネ・創エネ施策を電力原単位や電力自給率、GHG原単位やCO₂オフセット率等で評価した。

処理能力15~20万m³/日の流域下水道の大規模処理場5ヶ所を対象に電力自給率やGHG原単位を試算した。A処理場では省エネ施策を導入すると使用電力量が2割近く削減され、電力自給率は83%まで向上し、創エネ施策を導入すると発電量が5割近く増加し、電力自給率は105%となり電力自立が可能と試算された。CO₂排出量実質ゼロに向けて、GHG原単位とCO₂オフセット率で評価したところ、電力自立が可能と試算されたA処理場でもGHG原単位0.17 kg /m³、CO₂オフセット率48%とCO₂排出量実質ゼロには至らなかった。同様に、処理能力10~15万m³/日の流域下水道の中規模処理場4ヶ所を対象に電力自給率やGHG原単位を試算した。高効率散気装置や高効率濃縮機・脱水機が既に導入されている処理場が多く、省エネ施策の導入による省エネ効果は4.5~18.6%であった。創エネ施策では余剰污泥可溶化の効果が大きく電力自給率は18~88%へと向上した。省エネ施策と創エネ施策の同時実施では自給率は24~99%へと更に向上し、電力原単位は0.01~0.47kWh/m³まで低下していた。GHG排出量をCO₂オフセット率で評価すると、ほぼ電力自立に近づいていたA処理場でも下水処理N₂OとCH₄のGHG排出量が残りCO₂オフセット率は57%であった。下水処理場GHG排出量には電力消費CO₂以外もあり、発電によるオフセット効果には限界があった。

流域下水道が実施されていない場合には中核市が拠点になると捉え、MI市の2ヶ所の処理場を対象に省エネ・創エネ施策を電力自給率やCO₂オフセット率という指標で総合的に評価した。省エネ施策では高効率散気装置と低動力送風機を導入した水処理の効果が大きく、宮崎処理場は20.4%、大淀処理

場は 24.1%の削減が期待された。創エネ施策では汚泥可溶化の効果が大きく、消化ガス発電量が 6 割以上増加し、電力自給率は 38%となった。省エネ施策と創エネ施策の同時実施では、創エネ施策による消化ガス発電量の増加効果が大きく電力自給率は MI 市の二つの処理場ともに 50%まで向上すると計算された。宮崎処理場では省エネ・創エネ施策を同時実施すると CO₂ オフセット率は 34%まで上昇し、大淀処理場でも同様の傾向で CO₂ オフセット率は 29%まで上昇した。更なる GHG 排出量削減施策を検討すると、MI 市の二つの処理場では運転制御による省エネ、汚泥燃料化による焼却 N₂O 低減、汚泥肥料利用の 3 つの施策を実施すると CO₂ オフセット率は 64%と計算された。MI 市 6 処理場からの GHG 排出量で計算すると CO₂ オフセット率は 56%となり、今後も宮崎処理場と大淀処理場が拠点となり、MI 市全体のカーボンニュートラルが達成されることが望まれる。

省エネ・創エネ施策による GHG 削減量を高度処理や焼却炉の有無から整理すると、高度処理が導入されている処理場では CO₂ オフセット率は 8~26%であり、焼却炉が設置されている処理場では 8~48%であった。いずれも無い通常の処理場の GHG 削減効果が大きく、CO₂ オフセット率は 29~64%となっていた。

モデル流域を対象に、広域化・共同化による下水処理場の資源・エネルギー循環拠点化について、省エネ・創エネ施策やリン回収施策を総合的に評価した。広域化・共同化のための施策では、下水道接続とした農業集落排水処理施設の効果が大きかった。エネルギー循環拠点としての総合評価では、B 処理場の電力自給率は現状の自給率 39%が、広域化・共同化施策では発電量が 19,200kWh/日まで増加し、自給率 104%と電力自立が可能であると計算された。ただし、B・C・D 処理場全体の使用電力量 30,330 kWh/日で計算すると自給率は 63%に留まり、更なる省エネ・創エネの検討が必要である。流域からの GHG 排出量の削減として、B 地域における GHG 排出量削減効果では、現状の 36,500kg/日が 15,600kg/日と 57.3%の削減となることが期待された。B 処理場の汚泥焼却 N₂O や燃料の GHG 排出量削減効果が最も大きく、ポンプ場も加えた下水道全体でも 9,800kg/日と 55.7%の削減となり、GHG 削減量全体の 6 割を占め、次いで、し尿処理統合、集落排水統合の順であった。

第 5 章では、下水処理場の流入水質の連続計測と、その結果を活用した運転計画について下水処理場機能評価システムを使用し、I 処理場をモデルとして三つの施策の効果を、電力原単位や CO₂ オフセット率で評価した。

4年半にわたる連続計測で、流入水 NH₄-N は早朝に最小値となり、午前中に最大値となる典型的な日間変動パターンが年間を通じて見られた。また、最小値と最大値では 2 倍以上の差があり、運転管理でも考慮が必要と示唆された。なお、日間変動は同規模の他処理場でも見られ、一般的なことと考察している。

連続計測結果を利用した運転計画では、曝気風量低減施策として 12 時間の DO 設定値を 2mg/L から 1mg/L に下げることにより、最大で 6.5%低減されると計算された。曝気風量の低減は送風機使用電力量の低減に繋がり、GHG 排出量として 91kgCO₂/日、処理場全体の 0.8%の GHG 排出が削減されると計算された。下水処理 N₂O 生成抑制施策で 12 時間の返送率を 2 倍とすることにより最大 7.4%抑制されると計算された。最も抑制量が多かった N₂O 抑制量 0.11kg/h は 33kgCO₂ に相当し、使用電力量増加の CO₂ 排出量換算値 6kgCO₂ よりも多く、正味で抑制効果となった。能動的運転管理では、段階的高度処理の 1 系で実施すると、流入水 NH₄-N が一番高い 1 月の窒素供給濃度が 19.5 mg/L で最も高かったが、濃度の増加は 2.3 mg/L に留まっていた。一方で、硝化抑制運転による曝気風量の削減効果は大きく、送風倍率は 5 割近くまで低下していた。現状では半分以上を占める硝化のための曝気風量が低減されるためと考察している。電力自給率では、消化ガス発電の導入で嫌気性消化により処理すべき汚泥量が減少し、使用電力量が現状よりも若干減少し、電力自給率は 54%となっていた。能動的運転管理では、使用電力量は 7%減少して電力自給率は 58%へと増加した。水生植物により栄養塩類をバイオマスとして回収すると、発電量が 30%増加する効果で、電力自給率は 81%まで向上した。CO₂ オフセット率では、消化ガス発電の導入では 45%であり、能動的運転管理では 49%となった。水生植物によるバイオマスとしての回収では 55%まで上昇した。更なる GHG 排出量の削減策として窒素を肥料代替とする CO₂ オフセットを検討したところ、能動的運転管理による窒素供給では 72%、液肥による肥料利用では 73%となった。二つの施策の組合せでは CO₂ オフセット率は 96%まで上昇すると計算され、カーボンニュートラルに近づくことが示された。

下水処理場の流域における水・物質・エネルギー循環拠点化を目指し、下水処理場シミュレータ (PES) を使用して、様々な循環施策をいくつかのシナリオに整理し、モデル処理場やオープンデータを

利用した実処理場を対象に、水環境効率やCO₂オフセット率で評価した。

水環境効率という新たな下水処理場の環境性能指標を提案し、高度処理化やリン回収、消化ガス発電といった水・物質・エネルギー循環施策を総合的に評価しうることを示し、処理能力48,000m³/日のモデル処理場や処理能力約80万m³/日という大規模処理場での検討から水・物質・エネルギー循環機能の組合せで水環境効率は6kgCOD/kWhと計算され、水環境効率8kgCOD/kWh程度を目標とした技術開発や組合せの実証が必要ではないかと考察している。

オープンデータを利用し、実処理場を対象に近年注目されているカーボンニュートラルについてCO₂オフセット率で省エネ・創エネ施策やGHG排出量削減施策を評価した。中大規模処理場での検討から、徹底した省エネと流入下水中の有機物の積極的な回収、嫌気性消化の前処理によるガス発生量の増大といった施策を導入することにより電力自給率が100%を超える計算結果が得られ、欧米では達成されている電力自立への可能性を示すことができた。しかしながら、CO₂オフセット率では48%とCO₂排出量実質ゼロには至らなかった。電力自給率やGHG原単位に及ぼす影響は、処理規模よりは高度処理導入の有無といった水処理方式や、污泥焼却の有無といった污泥処理方式が大きかった。この観点から、日本のGHG排出量の半分以上を占める、処理能力上位100処理場をターゲットとした重点対策が有効であることを示した。ただし、処理場の流域での役割から対策の優先順位は異なってくると考えられ、下水処理場シミュレータの利用が効果的である。

モデル流域を対象に、広域化・共同化による下水処理場の物質・エネルギー循環拠点化について、省エネ・創エネ施策やリン回収施策を総合的に評価した。広域化の施策では、污水处理施設連携のうち下水道接続と設定した農業集落排水処理施設の効果が大きかった。共同化の施策では、污泥集約処理を実施している処理場をエネルギー拠点と考えると、電力自給率は現状の自給率39%が104%へと増加し、電力自立が可能であると計算された。下水污泥を集約することは下水污泥中のリンを集約することにも繋がり、リン回収量は現状の1.7倍となった。これらのことより、流域下水道の下水処理場は流域の水・物質・エネルギー循環拠点になりうるポテンシャルを有することを明らかとした。ただし、集約には輸送コスト・エネルギーが追加となる施策もあり、合わせた評価が必要である。

下水処理場のポテンシャルを把握するために、流入水質としてNH₄-Nを4年以上の長期にわたり連続計測した。2ヶ所での計測結果ではあるが、典型的な季節変動や週間変動、日間変動が確認でき、特に日間変動では最小値と最大値で2倍以上の差があり、運転管理への配慮の重要性が明らかとなった。連続計測結果を運転計画に利用することにより、現状プロセスの運転管理の工夫でGHG削減に繋がることを示した。加えて、能動的管理のように放流先に要望により栄養塩類を供給する場合には、肥料代替効果をCO₂オフセットとして考慮することによりCO₂オフセット率は96%まで上昇すると計算された。

まとめると、流入下水中には使用電力量を上回る有機物の発電ポテンシャルを有しているものの、現状の下水処理では大部分を無機化で損失していることが明らかとなった。一方、下水処理場シミュレータを使用した試算では、現在積極的に推進されている省エネ・創エネ施策の組合せにより日本でも下水処理場の電力自立が可能との結果も得られた。しかしながら、下水処理場特有のN₂OやCH₄も考慮したCO₂オフセット率は50%程度にとどまりCO₂排出量実質ゼロには至らなかった。ただし、研究開発中の高い有機物・栄養塩類の回収技術の導入や農産物分野との連携による肥料代替といった新たなオフセットの採用で下水処理場のカーボンニュートラルに近づくことを示した。

いずれにしても、下水処理場の流域における水・物質・エネルギー循環拠点化の実現に向けては、本研究成果の確実な社会実装が必要である。今後も下水処理場シミュレータを活用し、新たな省エネ・創エネ・GHG削減技術をも組み込み、様々な施策を水環境効率で評価し、まずは世界でも達成されていない下水処理場のカーボンニュートラルを希求したいと考えている。

謝辞

本論文をまとめるにあたり、下水処理場機能評価システムのシーズである「下水処理場機能評価表」の利用を快諾いただいた京都大学名誉教授・龍谷大学名誉教授の宗宮功博士に御礼申し上げます。宗宮博士には学生時代から40年以上にわたり、下水処理に関する様々な知見を教示いただき、多くの論文で連名となっていたいただきました。

京都大学名誉教授・大阪産業大学名誉教授の津野洋博士には、(財)大阪科学技術センターの「下水バイオマスエネルギー高度活用システム調査研究会」における下水処理モデルの活用法に関する示唆に富んだコメントをいただきました。元埼玉大学教授の河村清史博士には活性汚泥のモデル化について学生時代に指導いただくとともに、継続して総量削減専門委員会後の立ち話等で基本の確認をさせていただきました。京都大学教授の西村文武博士には流域統合管理における論文の連名になっていただき、本研究をまとめるきっかけを与えていただくとともに、本論文の作成にあたり丁寧な指導を賜りました。また、京都大学教授の藤原拓博士、京都大学准教授の大下和徹博士には、本論文の審査をしていただくとともに、適切な助言をいただきました。加えて、京都大学教授の松田知成博士、京都大学准教授の日高平博士には学力試問での的確な指摘をいただきました。

京都大学水質工学研究室の同門の先生方には学会での質問や研究室訪問時の意見交換等で興味深い意見をいただきました。その成果として、国土交通省下水道部のGAIAプロジェクトにも京都大学・兵庫県との共同研究体として採択され、下水道応用研究にも京都大学との共同研究体で採択しました。

また、本論文の中核となった下水処理場機能評価システムの構築にあたり、プログラム作成業務では(株)メイズ・富士アイティ(株)の皆様の協力をいただきました。さらに、下水処理場機能評価システムの実処理場への適用では下水道場のデータを提供いただきました。増井前場長を始めとする処理場の皆様にはデータ提供およびシミュレーション結果への貴重な意見をいただきました。

皆様ありがとうございました。

2026年2月14日

福嶋俊貴